

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE SÍTIOS NATURA2000  
PARA INVERTEBRADOS TERRESTRES USANDO MODELOS DE  
DISTRIBUIÇÃO DE CARABÍDEOS

FABIANA CARVALHO MARQUES  
MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

2011

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



AVALIAÇÃO DA CONECTIVIDADE ENTRE SÍTIOS NATURA2000  
PARA INVERTEBRADOS TERRESTRES USANDO MODELOS DE  
DISTRIBUIÇÃO DE CARABÍDEOS

FABIANA CARVALHO MARQUES

MESTRADO EM BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO

ORIENTADORES: DOUTOR CARLOS ALBERTO RODRIGUES FERNANDES E

PROFESSOR DOUTOR ARTUR RAPOSO MONIZ SERRANO

2011

## Agradecimentos

Ao Doutor Carlos Fernandes por me ter orientado, por todo o apoio, interesse e disponibilidade demonstrados, pelas sugestões de última hora, pelos conhecimentos transmitidos, por se ter revelado não só meu professor, orientador, mas também amigo. Um muito obrigada!

Ao Professor Doutor Artur Serrano, por me ter orientado, pelo apoio, pela disponibilidade ao longo do trabalho e sobretudo pelos conhecimentos transmitidos sobre as espécies em estudo.

À Lucy, a minha querida companheira de trabalho, por toda a paciência demonstrada, por me ajudar sempre que era necessário, por me apoiar, incentivar, por me ensinar a conduzir em todo-o-terreno, por tornar o campo uma tarefa mais fácil e divertida, por não me deixar passar fome ao cozinhar pratos deliciosos ao fim de um dia duro de campo, por me fazer rir, pelos importantes conselhos em todas as fases do trabalho e essencialmente por ser minha amiga. O ano valeu a pena! =)

Ao Fernando pelos seus conselhos e transmissão de conhecimentos.

À Jacinta, à Catarina, ao Xico e ao Bruno por terem participado na recolha de dados.

À Paula, a minha vizinha de secretária, por me incentivar e pelos bons conselhos.

Aos meus colegas de curso pelos bons momentos, pelas histórias engraçadas e pela partilha de experiências.

À Élia pelo bom humor e pelas maravilhosas massagens. =P

Ao meu habibi por me fazer ver que tudo não passava de coisas de artista e movimento borboleta.

Às minhas amigas Luísa e Patrícia por estarem sempre disponíveis nos bons e nos maus momentos e ao meu amigo Carlos por me lembrar que há sempre alguém que não se esquece de nós.

Ao meu querido Blue, pela paciência, pelo apoio constante, pelo carinho e por nunca deixar de acreditar em mim. =)

À minha irmã, que apesar de tão longe esteve sempre presente e mostrou ser um apoio incondicional. I love you!

Aos meus pais por todo o carinho e apoio. Espero que se orgulhem!

# Índice

Índice de figuras .....	i
Índice de tabelas .....	iii
Resumo .....	iv
Abstract .....	vi
1 Introdução .....	1
2 Metodologia .....	10
2.1 Área de estudo .....	10
2.2 Amostragem e variáveis ambientais .....	11
2.2.1 Amostragem .....	11
2.2.2 Variáveis ambientais .....	12
2.3 Modelação da distribuição potencial das duas espécies .....	15
2.3.1 MaxEnt .....	15
2.3.2 Avaliação dos modelos .....	17
2.4 Definição dos corredores ecológicos entre os dois Sítios Natura2000 .....	18
2.4.1 Circuitscape .....	18
4 Resultados .....	20
5 Discussão .....	33
5.1 MaxEnt .....	33
5.1.1 Avaliação dos modelos .....	33
5.1.2 Modelação da distribuição potencial .....	34
5.1.2.1 <i>Mesocarabus lusitanicus</i> .....	34
5.1.2.2 <i>Macrothorax rugosus</i> .....	37
5.2 Definição dos corredores ecológicos .....	40
5.2.1 <i>Mesocarabus lusitanicus</i> .....	40
5.2.2 <i>Macrothorax rugosus</i> .....	42
6 Considerações finais .....	45
7 Referências bibliográficas .....	47

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Mapa dos Sítios da Rede Natura2000 de Portugal. Encontram-se assinalados os Sítios Rede Natura2000 da área de estudo e a área entre ambos.....	11
<b>Figura 2.</b> Pontos de presença de <i>Mesocarabus lusitanicus</i> .....	20
<b>Figura 3.</b> Pontos de presença de <i>Macrothorax rugosus</i> .....	20
<b>Figura 4.</b> Distribuição geográfica potencial de <i>Mesocarabus lusitanicus</i> para o presente, com todas as variáveis ambientais (A e B) e com apenas as variáveis bioclimáticas (C e D). Nos mapas B e D estão representados os pontos de ocorrência da espécie.....	23
<b>Figura 5.</b> Distribuição geográfica potencial de <i>Mesocarabus lusitanicus</i> sob diferentes cenários ambientais futuros no período de 2040 a 2069 (1) e no período de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a distribuição geográfica potencial da espécie para o presente, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.....	24
<b>Figura 6.</b> Modelação dos corredores ecológicos actuais entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para <i>Mesocarabus lusitanicus</i> , com todas as variáveis ambientais (A) e com apenas as variáveis bioclimáticas (B).....	25
<b>Figure 7.</b> Modelação dos corredores ecológicos entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para <i>Mesocarabus lusitanicus</i> , sob diferentes cenários ambientais para o futuro nos períodos de 2040 a 2069 (1) e de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a modelação dos corredores ecológicos actuais para a espécie, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.....	26
<b>Figura 8.</b> Distribuição geográfica potencial de <i>Macrothorax rugosus</i> para o presente, com todas as variáveis ambientais (A e B) e com apenas as variáveis bioclimáticas (C e D). Nos mapas B e D estão representados os pontos de ocorrência da espécie.....	27
<b>Figure 9.</b> Distribuição geográfica potencial de <i>Macrothorax rugosus</i> sob diferentes cenários ambientais futuros no período de 2040 a 2069 (1) e no período de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a distribuição geográfica potencial da espécie para o presente, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.....	28

**Figura 10.** Modelação dos corredores ecológicos actuais entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Macrothorax rugosus*, com todas as variáveis ambientais (A) e com apenas as variáveis bioclimáticas (B).....29

**Figure 11.** Modelação dos corredores ecológicos entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Macrothorax rugosus*, sob diferentes cenários ambientais para o futuro nos períodos de 2040 a 2069 (1) e de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a modelação dos corredores ecológicos actuais para a espécie, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.....30

## Índice de tabelas

<b>Tabela 1.</b> <i>Performance</i> do MaxEnt para a modelação da distribuição potencial actual de <i>Mesocarabus lusitanicus</i> aplicando: a) todas as variáveis ambientais; b) um conjunto reduzido de variáveis ambientais com base nas correlações entre elas; c) apenas as variáveis bioclimáticas; e d) um conjunto reduzido de variáveis bioclimáticas com base nas correlações entre elas.....	21
<b>Table 2.</b> <i>Performance</i> do MaxEnt para a modelação da distribuição potencial actual de <i>Macrothorax rugosus</i> aplicando: a) todas as variáveis ambientais; b) um conjunto reduzido de variáveis ambientais com base nas correlações entre elas; c) apenas as variáveis bioclimáticas; e d) um conjunto reduzido de variáveis bioclimáticas com base nas correlações entre elas.....	21
<b>Tabela 3.</b> Percentagem de contribuição de cada variável ambiental para a construção do modelo, com todas as variáveis ambientais, de distribuição potencial de <i>M. lusitanicus</i> para o presente.....	31
<b>Table 4.</b> Percentagem de contribuição de cada variável ambiental para a construção do modelo, com todas as variáveis ambientais, de distribuição potencial de <i>M. rugosus</i> para o presente.....	32



## Resumo

Para mitigar os efeitos da perda e fragmentação dos habitats a rede Natura2000 tem-se tornado um importante aspecto de conservação sustentável, mas é também essencial implementar conexões funcionais entre Sítios. Os invertebrados podem actuar como importantes bioindicadores dos efeitos da fragmentação e os carabídeos são frequentemente utilizados neste contexto. As alterações climáticas podem ter um impacto significativo na biodiversidade, sendo importante perceber como as espécies vão responder a tais alterações. A modelação da distribuição potencial de espécies facilita a localização de habitats adequados e está no cerne da maioria das abordagens para a identificação de corredores ecológicos. Este estudo pretende modelar a distribuição de duas espécies de carabídeos, contribuir para um melhor conhecimento da distribuição e possíveis determinantes ecológicos das mesmas na área de estudo, analisar como os modelos de distribuição de espécies ajudam na definição de corredores ecológicos e perceber como as alterações climáticas podem afectar a distribuição das duas espécies e a persistência dos corredores ecológicos no futuro. Assim, foram recolhidos dados de presença nos Sítio Cabrela e Costa Sudoeste e na área entre ambos, para construir modelos preditivos de distribuição potencial e modelos para identificar corredores ecológicos. Os resultados destacam a importância de conhecer a distribuição de uma espécie para se poderem estimar corredores ecológicos relevantes. Só assim as medidas e esforços de gestão e conservação podem ser eficazes na preservação da conectividade. O cenário futuro B1 revelou as melhores previsões de distribuição potencial e persistência de corredores ecológicos para as duas espécies. A sobrevivência destas a longo prazo depende também da identificação de áreas que sejam importantes para a sua ocorrência e que permitam a sua dispersão. A aplicação de medidas de gestão e conservação nessas áreas é fundamental. Grândola revelou-se uma área de grande importância para a presença das espécies e para a conectividade entre os dois Sítios, funcionando ainda como um potencial refúgio para as espécies no futuro.

Palavras chave: Natura2000, paisagem Mediterrânea, modelos de distribuição potencial de espécies, conectividade, MaxEnt, Circuitscape, invertebrados terrestres, carabídeos.

## Abstract

To mitigate the effects of habitat loss and fragmentation, the Natura2000 network has become an important aspect of sustainable conservation, but it is also essential to implement functional connections between Sites. Invertebrates can be important bio-indicators of the effects of fragmentation and carabids are often used in this context. Climate change can have a significant impact on biodiversity, so it is important to understand how species will respond to such changes. Modeling the potential distribution of species facilitates the location of suitable habitats and is the core of most approaches for the identification of ecological corridors. This study aims to model the distribution of two species of carabids, contribute to a better understanding of the distribution and possible ecological determinants of the species in the study area, analyze how species distribution models can help in defining corridors, and assess how climate change may affect the distribution of the two species and the persistence of ecological corridors in the future. Thus, presence data were collected in the Cabrela and Costa Sudoeste Sites and in the area between them, to build predictive models of potential distribution and models to identify corridors. The results highlight the importance of knowing the distribution of a species to be able to estimate ecological corridors. Only then, management and conservation efforts and measures can be effective in preserving connectivity. The future scenario B1 showed the best predictions of potential distribution and persistence of ecological corridors for both species. The long-term survival of the species also depends on the identification of areas that are important for its occurrence and to ensure their dispersal. The application of conservation and management measures in these areas is essential. Grândola proved to be an area of great importance for the presence of the species and for the connectivity between the two Sites, being additionally a potential refuge for the species in the future.

Keywords: Natura2000, Mediterranean landscape, species potential distribution models, connectivity, Maxent, Circuitscape, terrestrial invertebrates, carabids.

# 1 Introdução

A rede Natura 2000 foi sem dúvida, até hoje, o mais importante esforço de conservação da biodiversidade implementado na Europa (Maiorano *et al.*, 2007; Verovnik *et al.*, 2011). É uma rede ecológica para o Espaço Comunitário da União Europeia, aplicada ao meio terrestre e marinho, resultante da aplicação das Directivas nº 79/409/CEE (Directiva Aves) e nº 92/43/CEE (Directiva Habitats). O seu objectivo primordial é o de contribuir fortemente para a conservação da biodiversidade, incluindo a genética e a funcional, centrando-se na protecção das espécies e seus habitats (Buse *et al.*, 2008)

A rede não é um sistema restrito de reservas naturais onde todas as actividades humanas são excluídas (European Commission Environment. Natura 2000 Network). Nestas áreas a maioria das propriedades são privadas, mas actividades humanas deverão ser compatíveis com a protecção dos habitats e espécies listadas, visando uma gestão sustentável do ponto de vista ecológico, económico e social (Informação disponível em <http://portal.icnb.pt/>) . A garantia da realização destes objectivos passa por uma articulação da política de conservação da natureza com as restantes políticas sectoriais, nomeadamente a agro-silvo-pastoril, a turística ou a de obras públicas (Informação disponível em <http://portal.icnb.pt/>) . Na verdade políticas e instrumentos financeiros específicos têm sido desenvolvidos para assegurar a execução e gestão dos Sítios Natura 2000 (Miller *et al.*, 2005).

A área de estudo deste trabalho, que compreende os Sítios Natura 2000 de Cabrela e Costa Sudoeste e a área entre ambos, situa-se na bacia do Mediterrâneo, reconhecida por representar um dos grandes *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000) e onde se localiza o denominado sistema de montado. Este resulta de uma intervenção gradual por parte do Homem nas florestas Mediterrânicas virgens. A sua exploração tradicional traduziu-se na manutenção equilibrada da sua biodiversidade actual (Plieninger *et al.*, 2001) e as suas práticas de gestão são conhecidas por produzirem mosaicos agro-florestais complexos e dinâmicos (Silva *et al.*, 2009). O uso do solo na Europa recai sobretudo na agricultura (Pain *et al.*,

1997) e na exploração florestal, estando este continente com cerca de 1/3 do seu território ocupado por complexos florestais (Ostermann, 1998).

Assim, estes tipos de uso de solo devem ser tidos em conta ao considerar as pressões sobre a biodiversidade.

A uma baixa intensidade de perturbação está associada uma capacidade de sustentar elevados níveis de biodiversidade, devido ao “turnover” entre os habitats agrícolas e os habitats florestais (Romero-Alcaraz *et al.*, 2000). Contudo, as mudanças sociais e económicas que decorrem desde a década de 50 levaram a alterações nas actividades tradicionais de exploração do montado que se reflectiram, por um lado, no abandono dos terrenos e das suas práticas de exploração e, por outro, na sua intensificação com o objectivo de as rentabilizar (Pain *et al.*, 1997). Por tais factos temos vindo a assistir a uma perda acentuada de habitats naturais e semi-naturais (Rainio *et al.*, 2003). Tais alterações levaram à criação de medidas de protecção do montado tanto a nível nacional como a nível europeu (Directiva Habitats 92/43/CEE). A paisagem mediterrânica é, em resultado destas perturbações, caracterizada por uma elevada heterogeneidade estrutural (Rundel *et al.*, 1998), com uma estrutura espacial complexa de manchas de produção agrícola e exploração de pastorícia, combinadas com porções de habitat natural remanescentes (Correia, 1993), estando a floresta de montado intercalada com campos agrícolas, vegetação ripícola e zonas de matos.

A perda de habitats naturais e a fragmentação - subdivisão de um habitat contínuo em fragmentos menores (de Vries *et al.*, 1996) - das áreas remanescentes levantam preocupações importantes na biologia da conservação (Jordán *et al.*, 2007) e são reconhecidas como uma grande ameaça à biodiversidade, tanto à escala regional como à escala global (Driezen *et al.*, 2007). A fragmentação do habitat é a alteração ambiental com origem humana mais associada ao aumento do risco de extinção das populações naturais (Franklin *et al.*, 2002), sendo considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade (Mapelli *et al.*, 2009). A mesma tem duas consequências significativas para a biota. Primeiro, a área total do habitat diminui e, segundo, o habitat remanescente é dividido em pequenos fragmentos

mais isolados (Saunders *et al.*, 1991) e rodeados por uma matriz mais ou menos hostil (Driezen *et al.*, 2007). As florestas são, em particular, os biomas mais afectados pela fragmentação (Mace *et al.*, 2008). Quando grandes áreas de floresta são divididas em pequenos fragmentos rodeados por terrenos agrícolas pode haver um efeito nefasto significativo na biodiversidade (Tyrrell *et al.*, 2000), em particular sobre as espécies estrita ou preferencialmente florestais (Niemelä *et al.*, 1993). As estradas (como infraestruturas lineares) e a sua construção são também um factor de fragmentação do habitat afectando a distribuição espacial e a dispersão dos organismos (Koivula *et al.*, 2005).

As espécies florestais ocupam nichos restritos em habitats primários e não fragmentados, e poucos habitats alternativos são-lhes adequados à dispersão, sendo consequentemente mais sensíveis aos efeitos de perturbação no habitat do que as espécies generalistas (Halme *et al.*, 1993; Kotze *et al.*, 2003). A distribuição e abundância dos organismos numa paisagem fragmentada dependem, em parte, das características intrínsecas dos fragmentos (Verbeylen *et al.*, 2003), mas também do grau em que os indivíduos se podem mover entre os fragmentos (Fleishman *et al.*, 2002). Assim, a avaliação dos efeitos ambientais na distribuição dos organismos deverá ser realizada à escala da paisagem (Reunanen *et al.*, 2002). Em particular, a qualidade do habitat e as características da paisagem em redor dos fragmentos têm sido identificadas como tendo efeitos acentuados na dinâmica de ocupação dos fragmentos (Mapelli *et al.*, 2009).

Para avaliar os efeitos da fragmentação sobre os habitats e a sua biodiversidade, os invertebrados podem actuar como importantes bioindicadores (Finch *et al.*, 2010) e os carabídeos, grupo a que pertencem as espécies aqui estudadas, são frequentemente utilizados neste contexto (Rainio *et al.*, 2003). Os invertebrados epígeos são bons indicadores biológicos pois além de terem vários papéis no meio natural, são diversos e ubíquos, fáceis de amostrar, ecologicamente importantes (Kimberling *et al.*, 2001), e têm uma resposta rápida às alterações ambientais, permitindo a detecção das alterações ecológicas (Kremen *et al.*, 1993), particularmente os efeitos de perturbações de origem antropogénica (Kimberling *et al.*, 2001). Os invertebrados são os principais contribuintes para a grande riqueza de

espécies nos tipos de habitat relevantes para a Directiva Habitats e, quando são incluídos na monitorização das áreas Natura 2000, os seus resultados são optimizados (Finch *et al.*, 2010).

De entre os numerosos invertebrados do solo, foram seleccionados espécies de carabídeos pelos seguintes motivos: a) são abundantes e diversos na maioria dos sistemas ecológicos; b) tem sido demonstrada a sua relevância como indicadores em estudos de monitorização para a conservação (Halme *et al.*, 1993; Silva *et al.*, 2008); c) na sua grande maioria são predadores, fornecendo importante informação ecológica sobre as comunidades a que pertencem (e.g. predadores primários ou secundários de solos florestais (Day, 1988 *in* Pearsall, 2007) ); d) são de pequeno tamanho, com uma pequena escala de deslocamentos e de ciclo de vida, e com uma grande capacidade reprodutiva; e) são sensíveis a distúrbios dos habitats; f) exibem diferentes níveis de selectividade do habitat, desde generalistas a especialistas (Niemelä, 1990 *in* Pearsall, 2007), podendo ser utilizados para caracterizar perturbações em vários habitats, como por exemplo as florestas; e g) são fáceis de capturar (Pearsall, 2007).

As duas espécies em estudo foram o *Mesocarabus lusitanicus* (Fabricius, 1801) e o *Macrothorax rugosus* (Fabricius, 1775). O primeiro é um carabídeo endémico da Península Ibérica e dos Pirinéus Atlânticos e que não se encontra ameaçado. Distribui-se desde zonas costeiras e sopés de montanhas até pastagens a altitudes de 2000 metros. Está activo de Maio a Outubro, e no sul da Península Ibérica até Novembro e Dezembro (Turin, 2003). O segundo é uma espécie predominantemente nocturna que se distribui pelo centro e norte de Marrocos, pela Península Ibérica e pelo Sudoeste de França. Está aparentemente vulnerável nas zonas costeiras devido à urbanização. É uma espécie de planície e de média altitude, ocorrendo principalmente em locais húmidos e pantanosos mas também em florestas de pinheiro (Du Chatenet, 1986 *in* Turin, 2003). Na Península Ibérica é mais euritópica, estando presente desde os limites das florestas aos prados de gramíneas, mas também em locais relativamente secos ao longo das margens dos rios (Forel, 1998 *in* Turin, 2003). Está activa, na Península Ibérica, desde a Primavera até ao fim do Outono (especialmente de Outubro a Novembro quando ocorre a

reprodução, e de Abril a fim de Junho quando há um pico de actividade dos juvenis) e desaparece durante Janeiro a Março (Cárdenas *et al.*, 1992).

A opção por espécies comuns para este estudo teve também em consideração a necessidade de grandes amostragens e o facto de espécies abundantes e amplamente distribuídas serem boas espécies focais para examinar a conectividade populacional regional (Whiteley *et al.*, 2006).

Para mitigar os efeitos da fragmentação, redes ecológicas como a rede Natura 2000 têm-se tornado um importante aspecto da conservação sustentável da natureza (Jongman *et al.*, 2004), onde a viabilidade das espécies deve ser explicitamente considerada na gestão das áreas, com conexões funcionais implementadas entre Sítios para obter uma rede real, e não uma simples “coleção”, de áreas protegidas (Maiorano *et al.*, 2007). Para facilitar as actividades de conservação dentro das áreas Natura 2000, não só estas mas também a matriz em volta das mesmas tem de ser considerada e gerida como uma parte funcional do sistema, com controlo e limitações sobre a actividade humana nas áreas entre Sítios (Maiorano *et al.*, 2007).

A funcionalidade de tais redes depende fortemente do seu efeito sobre a mobilidade das espécies (Jongman *et al.*, 2004). As conexões estruturais, ou corredores ecológicos, são ligações funcionais que conectam fragmentos de habitat e levam, deste modo, a um aumento da dispersão (Beier *et al.*, 2008) e a uma maior viabilidade das metapopulações (Jongman *et al.*, 2004), contrariando os efeitos negativos da estocasticidade demográfica, ambiental e genética sobre as mesmas (Driezen *et al.*, 2007). O impacto da perda de conectividade entre fragmentos de habitat depende do poder de dispersão das espécies (den Boer, 1999). Espécies não voadoras podem estar limitadas a deslocamentos de centenas de metros (Rainio *et al.*, 2003), beneficiando portanto da presença de corredores ecológicos (Niemelä, 2001). Espécies com boa capacidade de voo podem percorrer maiores distâncias e não são, em geral, tão dependentes de corredores de dispersão (Beier *et al.*, 2008). Na paisagem Mediterrânica as faixas de vegetação ripícola, que se dispõem em forma de galerias, são o habitat natural que melhor cumpre funções de corredor



ecológico, dada a estrutura linear e os valores ecológicos que lhes estão associados (Naiman *et al.*, 2005).

Definir uma conexão envolve identificar áreas específicas que irão facilitar a capacidade das espécies de se deslocarem entre fragmentos, mesmo se a matriz envolvente se revelar inóspita ao movimento dos indivíduos. Para tal é necessário conhecer as valências ecológicas e a distribuição das espécies e para isso são utilizados modelos de distribuição que prevêem a distribuição potencial de uma espécie ao estimarem a relação entre as espécies nos locais e o ambiente e /ou as características espaciais desses locais (Franklin, 2009 *in* Elith *et al.*, 2011). É uma abordagem que facilita a localização de habitats adequados, auxiliando na definição e gestão dos mesmos para a conservação da biodiversidade (Crawford *et al.*, 2010). Assim, a modelação está no cerne da maioria das abordagens para a identificação de corredores ecológicos (Brito *et al.*, 2009).

Existem vários softwares que desenvolvem modelos de distribuição potencial de espécies. O R, o OpenModeller, o ModEco e o MaxEnt são alguns exemplos de softwares que podem fazê-lo, os primeiros através da utilização de diferentes algoritmos e o último através da utilização de apenas um algoritmo, referido, entanto, na bibliografia como um dos melhores para o efeito (e.g. Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; Crawford *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2010; Dupin *et al.*, 2011). O MaxEnt é uma abordagem que permite determinar a probabilidade de distribuição de máxima entropia, ou seja, a distribuição mais próxima do uniforme (Phillips *et al.*, 2004), sujeita às restrições impostas pela informação disponível sobre a distribuição conhecida da espécie e das condições ambientais de toda a área de estudo (Phillips *et al.*, 2006). É aplicado a apenas dados de presença, mas utiliza pseudo-ausências para caracterizar o ambiente de toda a área de estudo (Crawford *et al.*, 2010). Este programa assume *a priori* uma distribuição uniforme e executa uma série de repetições em que os pesos são ajustados para maximizar a probabilidade média dos pontos de localização da espécie, expressa como o ganho de construção do modelo (Stachura-Skierczynska *et al.*, 2009). Os pesos são depois utilizados para computar a distribuição da espécie em toda a área geográfica em estudo. O método atribui a cada pixel da área de

estudo um valor contínuo de probabilidade de ocorrência da espécie entre 0 e 1 (Brito *et al.*, 2009). Ao utilizar apenas dados de presença, produz previsões de adequação de habitat como uma função de variáveis ambientais correspondentes, onde os valores mais elevados indicam condições mais adequadas para a espécie (Stachura-Skierczynska *et al.*, 2009).

Apesar de existirem esforços de conservação baseados na adequação do habitat e na conectividade que mostraram melhorar a sobrevivência das espécies a curto prazo nas áreas protegidas (Araújo *et al.*, 2004), o clima global tem vindo a sofrer uma alteração rápida com um consequente rearranjo geográfico das espécies (Hannah *et al.*, 2007). Ao ocorrer uma alteração climática, a distribuição do habitat adequado para o estabelecimento e reprodução das populações é também alterada, necessitando as espécies de dispersar para novas áreas, podendo extinguir-se em áreas protegidas pré-existentes (Williams *et al.*, 2005). As áreas protegidas que são o alicerce dos esforços de conservação, são também geograficamente fixas e cada vez mais isoladas pela destruição do habitat circundante, e consequentemente deixam de cumprir as suas funções perante mudanças de distribuição das espécies devido às alterações climáticas (Hannah *et al.*, 2007). Deste modo, podem tornar-se inadequadas para garantir a persistência das espécies a longo prazo (Araújo *et al.*, 2004). Espera-se que as alterações climáticas futuras tenham um impacto significativo na biodiversidade (Levinsky *et al.*, 2007), sendo por isso de fundamental importância perceber como as espécies vão responder a tais alterações, de modo a permitir uma gestão e conservação da biodiversidade bem sucedida (Hijmans *et al.*, 2006). Neste contexto os modelos bioclimáticos têm sido muito utilizados. Estes visam definir, para uma dada espécie, o envelope climático que melhor descreve os limites da sua distribuição espacial, ao correlacionar a actual distribuição da espécie com variáveis climáticas seleccionadas (Heikkinen *et al.*, 2006). Obviamente, estes modelos têm incertezas associadas aos diferentes cenários de alterações climáticas existentes, aos métodos de modelação utilizados, e a outros factores (Heikkinen *et al.* 2006; Hijmans *et al.*, 2006).

Ao se obter um mapa de distribuição potencial de uma espécie, este pode ser importado para um programa de conectividade de modo a perceber, conservar

e/ou restaurar a conectividade numa paisagem complexa (McRae *et al.*, 2008). Contudo, muitos softwares estimam com alguma dificuldade quais os habitats importantes, e qual a sua importância relativa, para promover a conectividade, pois não conseguem incorporar os efeitos das múltiplas rotas possíveis de dispersão entre populações, área de habitat preferencial, ou áreas protegidas. O programa Circuitscape ultrapassa este obstáculo ao utilizar a teoria dos circuitos eléctricos para estimar a conectividade em paisagens heterogéneas que permite o movimento individual, o fluxo genético e a definição de corredores ecológicos (McRae *et al.*, 2007). As paisagens são representadas como superfícies condutoras, com resistências baixas atribuídas aos habitats que são mais permeáveis aos movimentos ou que melhor promovem o fluxo genético, e resistências elevadas atribuídas a habitats de permeabilidade pequena ou que constituam barreiras ao movimento (McRae *et al.*, 2009).

Este estudo insere-se no projecto PTDC/BIA-BEC/101511/2008 da FCT, que pretende investigar os efeitos da fragmentação do habitat na estrutura e conectividade populacional de espécies com hábitos florestais. Uma aplicação relevante da pesquisa sobre a conectividade funcional é a identificação de corredores que liguem áreas protegidas, visto que estas são os fragmentos de habitat adequado que mais provavelmente persistirão no futuro. Estudos de múltiplas espécies focais, que por exemplo partilhem restrições de habitat para os seus movimentos de dispersão mas que correspondam a diferentes escalas espaciais e representem diferentes processos ecológicos, podem ser muito úteis na identificação de corredores ecológicos de importância para a biodiversidade local (Brito *et al.*, 2009). Assim, este estudo tem como principais objectivos: a) modelar a distribuição potencial de duas espécies de invertebrados terrestres; b) contribuir para um melhor conhecimento da distribuição, e possíveis determinantes

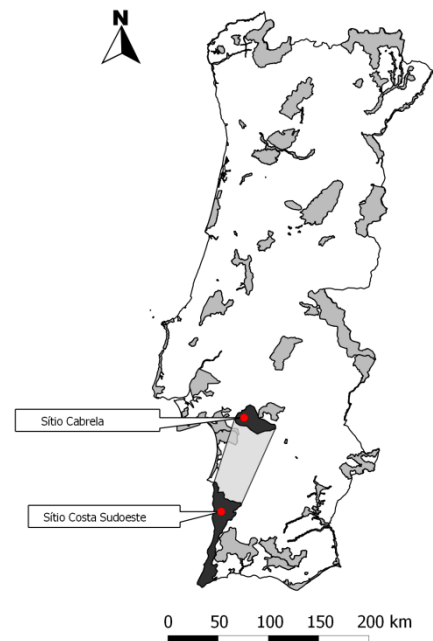
ecológicos, das duas espécies na área de estudo Cabrela-Sudoeste; c) analisar e avaliar como modelos de distribuição de espécies podem ajudar na definição de corredores ecológicos entre Sítios Natura 2000 para a fauna de invertebrados terrestres e d) perceber como as alterações climáticas podem afectar a distribuição das duas espécies e a persistência dos corredores ecológicos no futuro.

## 2 Metodologia

### 2.1 Área de estudo

Este estudo realizou-se nos Sítios Natura 2000 de Cabrela e Sudoeste e na área entre os mesmos (Figura 1). O Sítio de Cabrela, com uma área total de 56 555ha (Plano sectorial da rede Natura2000 a), apresenta um clima e vegetação tipicamente mediterrâneos, predominando os montados de azinheira, alguns de sobreiro e mistos de azinheira e sobreiro (Inventariação da Fauna e Flora de Cabrela). Nas encostas com maior declive ocorrem azinhais e medronhais, encontrando-se as galerias ripícolas, em geral, em bom estado de conservação (Centro de Interpretação Ambiental dos Sítios da Cabrela e Monfurado). A maior parte da área é propriedade privada, destacando-se como elementos de vulnerabilidade aos objectivos de conservação, a intensificação da actividade agrícola e florestal, a destruição do coberto vegetal natural e a inadequada gestão cinegética (Plano sectorial da rede Natura2000 a). O Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina estende-se por uma faixa estreita do litoral Sudoeste de Portugal, entre S. Torpes e Burgau, com uma extensão de 110 km, e uma área total de 118 267ha (Plano Sectorial da Rede Natura2000 b). A Costa Sudoeste, como é denominada por vezes, corresponde a uma zona de interface mar-terra com características muito específicas que lhe conferem uma elevada diversidade paisagística, incluindo alguns habitats que suportam uma elevada biodiversidade, tanto florística como faunística. Grande parte da área encontra-se ocupada por terrenos agrícolas, maioritariamente por sistemas e culturas tradicionais, com excepção da área ocupada pelo Perímetro de Rega do Mira, onde a disponibilidade de água tem permitido a reconversão e intensificação dos sistemas produtivos (Caracterização do Parque Natural do SW Alentejano e costa Vicentina).

**Figura 2.** Mapa dos Sítios da Rede Natura2000 de Portugal. Encontram-se assinalados os Sítios Rede Natura2000 da área de estudo e a área entre ambos



## 2.2 Amostragem e variáveis ambientais

### 2.2.1 Amostragem

A amostragem foi realizada, entre Setembro de 2010 e Julho de 2011, nos habitats representativos da área de estudo nomeadamente ao longo das linhas de água com vegetação ripícola e nas vertentes viradas a norte em que a matriz era de montado. A distância mínima entre os locais de amostragem foi de 1,5 km. Existem autores (e.g. Digweed *et al.*, 1995) que recomendam que, em cada local, as armadilhas sejam colocadas com um mínimo de 25 metros de intervalo para reduzir os efeitos de depleção, aumentar a sensibilidade das curvas fenológicas e a captura de espécies raras e assegurar independência estatística. Assim, foram instaladas três armadilhas “pitfall” por cada local de amostragem, dispostas em linha e em intervalos de 75 metros, perfazendo 150 metros. A amostragem através de “pitfalls” é um dos métodos mais utilizados na captura de invertebrados epígeos (Spence *et al.*, 1994). São simples de usar, requerem pouco trabalho no manuseamento (Ward *et al.*, 2001) e providenciam um método rápido, barato (Pearsall *et al.*, 2007) e relativamente não enviesado para obter dados sobre a

distribuição, diversidade e abundância de espécies (Larsen *et al.*, 2005). Adicionalmente, os resultados obtidos são extremamente úteis para avaliar a qualidade do habitat (Luff *et al.*, 1992).

As armadilhas permaneceram por três noites, sendo verificadas diariamente pela manhã. Após esse tempo foram retiradas e os buracos tapados com solo. Cada “pitfall” consistiu num recipiente de plástico com 20cm de diâmetro e 20cm de altura. Nenhum líquido de preservação foi colocado, pois o objectivo era obter dados de presença das espécies em estudo. Cada indivíduo capturado foi geo-referenciado e a sua localização foi posteriormente transformada para o sistema de coordenadas WGS 84.

### 2.2.2 Variáveis ambientais

Para modelar a distribuição potencial das espécies foram utilizadas várias variáveis ambientais potencialmente explicativas: variáveis bioclimáticas, NDVI's (ver definição abaixo), litologia, altimetria, declive e uso do solo (CORINE). A todas as variáveis foram atribuídos valores em cada ponto de ocorrência das espécies. Para tal foram convertidas em *rasters* com uma grelha de células com 1 km de resolução.

As variáveis bioclimáticas são derivadas dos valores mensais de temperatura e precipitação, procurando-se deste modo que tenham mais significado biológico que os valores mensais, sendo frequentemente utilizadas na modelação ecológica. Elas representam tendências anuais (e.g. temperatura anual média, precipitação anual), sazonalidades (e.g. amplitude anual de temperatura e precipitação) e factores ambientais extremos (e.g. temperatura do mês mais frio e do mais quente e precipitação do trimestre mais húmido e do mais seco) estando codificadas da seguinte forma (WorldClim):

BIO 1 = Temperatura média anual

BIO 2 = Amplitude média diária (Média mensal (temperatura máxima – temperatura mínima))

BIO 3 = Isotermia (BIO 2 / BIO 7) (\* 100)

BIO 4 = Sazonalidade da temperatura (desvio padrão \*100)

BIO 5 = Temperatura máxima do mês mais quente

BIO 6 = Temperatura mínima do mês mais frio

BIO 7 = Amplitude da temperatura anual (BIO 5 – BIO 6)

BIO 8 = Temperatura média do trimestre mais húmido

BIO 9 = Temperatura média do trimestre mais seco

BIO 10 = Temperatura média do trimestre mais quente

BIO 11 = Temperatura média do trimestre mais frio

BIO 12 = Precipitação anual

BIO 13 = Precipitação do mês mais húmido

BIO 14 = Precipitação do mês mais seco

BIO 15 = Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)

BIO 16 = Precipitação do trimestre mais húmido

BIO 17 = Precipitação do trimestre mais seco

BIO 18 = Precipitação do trimestre mais quente

BIO 19 = Precipitação do trimestre mais frio

Os dados para o tempo presente foram retirados do conjunto de dados do WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005) com uma resolução espacial de 30 *arc second* (também referida como uma resolução espacial de 1 km).

Para as projeções do futuro foram utilizados 24 Modelos de Circulação Global (MCG) do quarto relatório de avaliação do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (2007), cada um com diferentes parâmetros, para 3 diferentes cenários, A1b (com 24 MCGs), A2 (com 19 MCGs) e B1 (com 20 MCGs) (Tabela 1), e para dois períodos (2040 a 2069 e 2070 a 2099). Cada grupo de dados inclui as 19 variáveis bioclimáticas. Os dados para o futuro foram retirados do *Climate Change Agriculture and Food Security*, com uma resolução de 30 *arc second*.

Os cenários climáticos são representações do futuro que são consistentes com hipóteses sobre as emissões futuras de gases com efeito de estufa e outros poluentes, e ainda com a compreensão do efeito do aumento da concentração



atmosférica desses gases no clima global. Estas hipóteses incluem as tendências futuras no consumo de energia, nas emissões de gases com efeito de estufa, nas alterações do uso do solo, bem como suposições sobre como o sistema climático se vai comportar a longo prazo. Uma gama de cenários pode ser usada para identificar a sensibilidade de uma espécie às alterações climáticas. Neste trabalho foram feitas projecções segundo três cenários diferentes: A1b, A2 e B1. O cenário A1b é um subgrupo do cenário A1 e reflecte um mundo mais integrado, com um crescimento económico rápido e uma rápida propagação de novas e eficientes tecnologias, sendo estas desenvolvidas com energias provenientes de combustíveis fósseis e de combustíveis alternativos. O cenário A2 representa um mundo mais dividido, com um crescimento populacional elevado e contínuo e um desenvolvimento económico menos rápido. O cenário B1 caracteriza um mundo com o mesmo crescimento populacional do cenário A1b, mas com mudanças na estrutura económica, com reduções na utilização de materiais, com introdução de tecnologias mais limpas para o ambiente e utilização eficiente dos recursos (Nakićenović *et al.*, 2000).

Os MCG são representações da atmosfera e dos seus processos a grande escala. Um MCG reproduz, com uma certa certeza, fluxos de massa e energia e armazenamentos que ocorrem na atmosfera, ao utilizar como unidade de análise objectos tridimensionais nos quais uma serie de equações são aplicadas por meio de unidades de computação de desempenho elevado (Ramirez *et al.*, 2010).

O NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) é um índice baseado em medidas de reflectância, colhidas pelo *Terra Satellite* da NASA, *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). Ao medir o comprimento de onda e a intensidade de luz reflectida, no visível e no infravermelho próximo, pela superfície terrestre, é utilizado um algoritmo designado por *Vegetation Index* para quantificar a concentração global da vegetação de folhas verdes (Weier *et al.*, 2004). O satélite faz três leituras mensais (nos dias 1, 11 e 21) e os dados estão disponíveis no *Free Vegetation Products*. Para modelar a distribuição das duas espécies utilizou-se a média das leituras de cada mês.

O uso do solo CORINE pertence ao projecto CORINE (*COordination of INformation on the Environment*) que é um programa europeu, criado em 1985 pela Comunidade Europeia, com o intuito de desenvolver um sistema de informação sobre assuntos ambientais, e este fornece-nos uma cartografia de ocupação e uso do solo nos países da União Europeia (Bossard *et al.*, 2000). O acesso a esta informação foi realizado através da página do Instituto Geográfico Português.

## 2.3 Modelação da distribuição potencial das duas espécies

### 2.3.1 MaxEnt

Para modelar a distribuição potencial das duas espécies foi utilizado o software MaxEnt 3.3.3 (Phillips *et al.*, 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>) com os parâmetros *default*. O algoritmo MaxEnt tem uma fórmula matemática simples, utiliza apenas dados de presença, e está bem adaptado à modelação de distribuição de espécies (Phillips *et al.*, 2006). O princípio do MaxEnt é estimar a probabilidade de distribuição alvo ao alcançar a probabilidade de distribuição de máxima entropia, sujeita a um conjunto de restrições que representam toda a informação incompleta sobre a distribuição alvo. A informação disponível sobre a mesma apresenta-se como um conjunto de variáveis, e as restrições são que o valor esperado para cada uma deva coincidir com a sua média empírica (Phillips *et al.*, 2009). Quando o MaxEnt é aplicado à modelação da distribuição de uma espécie com apenas dados de presença, os pixéis da área de estudo compõem a área na qual a probabilidade de distribuição é definida (Phillips *et al.*, 2006). O programa começa com uma distribuição uniforme e realiza um número de iterações, em que cada uma aumenta a probabilidade dos locais de ocorrência para a espécie. A probabilidade é apresentada em termos de ganho, que é o *log* do número de pixéis menos o *log* de perda (média dos *logs* negativos de probabilidade dos locais de ocorrência). O ganho começa por ser zero (ganho da distribuição uniforme) e aumenta à medida que o programa aumenta a probabilidade de locais de ocorrência. O ganho aumenta de iteração em iteração até a alteração de uma

iteração para outra cair abaixo do limite de convergência ou até o número máximo de iterações estar concluído. O modelo final expressa a adequação de cada pixel como uma função das variáveis ambientais naquele pixel. Um valor de função elevado num pixel indica que é previsto que aquele pixel tenha condições adequadas para a espécie (Stachura-Skierczynska *et al.*, 2009). Se o número de pixels (com os dados para todas as variáveis ambientais) for muito grande, o tempo de processamento aumenta sem haver uma melhoria significativa na *performance* do modelo. Assim, quando o número de pixels é superior a 10 mil, o programa cria uma amostra aleatória de 10 mil pixels no *background*, também designados por pseudo-ausências, que é utilizada para representar a variedade das condições ambientais presentes nos dados (Phillips *et al.*, 2009). A distribuição potencial é então calculada sobre a união dos dois conjuntos de pixels.

Crawford *et al.* (2010) demonstraram, ao calcularem distribuições com todas as variáveis ambientais e distribuições com apenas variáveis ambientais não correlacionadas, que o MaxEnt tem uma melhor *performance* quando utiliza o primeiro conjunto de variáveis. Assim, os modelos foram inicialmente gerados com todas as variáveis ambientais e depois com apenas as variáveis ambientais não correlacionadas, de modo a verificar se com os dados em estudo o mesmo se verificava. Para selecionar as variáveis não correlacionadas foi feita uma correlação de *Pearson* para cada espécie, de modo a determinar quais as variáveis altamente correlacionadas ( $p \geq 0,75$ ). Para cada par de variáveis ambientais correlacionadas foi posteriormente realizada uma modelação univariada, ou seja gerou-se o modelo com apenas uma variável de cada vez e foi escolhida a que produziu um modelo com melhor *performance*.

Para todos os modelos geraram-se 10 replicados em *cross-validation* (a forma *default* de replicar no MaxEnt), onde os dados de ocorrência são aleatoriamente divididos em  $k$  grupos independentes (neste caso  $k=10$ ) de igual tamanho, e os modelos são criados deixando, à vez, um dos grupos de fora. O grupo excluído é utilizado para avaliar o modelo. Este método tem a vantagem de utilizar todos os dados para validação e assim fazer um melhor uso dos dados quando são em

pequeno número (Hirzel *et al.*, 2006). Cada modelo final resulta da média dos 10 replicados.

Para os modelos do futuro foi realizado o *ensemble* por cenário e período de tempo. Como um modelo só não se aproxima da realidade em todas as circunstâncias, o *ensemble* de vários modelos vai incluir informação útil de todos os modelos, facultando uma previsão para o futuro mais completa, sendo assim um método vantajoso (Araújo *et al.*, 2007). Assim, como se obteve um grande número de modelos com previsões para o futuro, estes foram somados por espécie, cenário e período e depois calculada a sua média (Araújo *et al.*, 2006), sendo o resultado final 6 previsões para cada espécie.

### 2.3.2 Avaliação dos modelos

Para avaliar a *performance* dos modelos obtidos foi utilizada a AUC (*Area Under the Curve*) do ROC (*Receiver Operating Characteristic*), que tem sido bastante utilizada na literatura de modelação da distribuição de espécies (por exemplo, Thuiller *et al.*, 2004; Binzenhofer *et al.*, 2005; Araújo *et al.*, 2006; Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Buse *et al.*, 2007). A AUC mede a capacidade do modelo em discriminar entre os locais onde a espécie está presente e os locais onde a espécie está ausente (Palialexis *et al.*, 2011). A AUC é a probabilidade de um modelo correctamente classificar um ponto de presença *versus* um ponto de ausência, isto é, a probabilidade de ele classificar com um valor mais elevado o ponto de presença em vez do ponto de ausência. Dá-nos uma indicação da utilidade de um modelo na prioritização das áreas em termo da sua importância como habitat para uma espécie. O valor de AUC varia entre 0 e 1. Um modelo que consegue fazer uma perfeita classificação terá um valor igual a 1. Um valor de 0,5 implica uma classificação aleatória e valores inferiores a 0,5 indicam um desempenho pior do que uma classificação aleatória (Phillips *et al.*, 2009). Quando se constroem modelos apenas com dados de presença, o AUC pode ser definido como a probabilidade de o modelo classificar superiormente um ponto aleatório de presença do que um ponto aleatório de *background* da área de estudo. O AUC

resultante mede a capacidade de o modelo distinguir locais de presença de locais aleatórios e o valor máximo que pode alcançar é normalmente inferior a 1 (Wiley *et al.*, 2003).

Este critério apenas pôde ser aplicado aos modelos de distribuição potencial do tempo presente pois para o futuro, obviamente, não existem dados de presença para as espécies.

## 2.4 Definição dos corredores ecológicos entre os dois Sítios Natura2000

### 2.4.1 Circuitscape

Depois de obter os mapas de distribuição potencial das duas espécies (mapas de qualidade do habitat) para a área de estudo, estes foram importados para o programa Circuitscape 3.5.4 (McRae *et al.*, 2008).

Para a análise de conectividade, os mapas são convertidos em grafos no Circuitscape e os pixéis do mapa que representam diferentes qualidades de habitat, potenciais rotas de dispersão ou barreiras ao movimento dos indivíduos são substituídos por nodos. Cada nodo é conectado ao seu vizinho, sendo o peso de cada ligação proporcional à probabilidade de movimento ou ao número de migrantes trocados (McRae *et al.*, 2008). As ligações são assumidas como não tendo direcção, o que implica que a dispersão é equilibrada. Em paisagens heterogéneas a probabilidade de movimento será variável e nesse caso as ligações nos grafos terão pesos variáveis. Cada nodo é conectado aos seus 4 vizinhos de primeira ordem ou aos seus 8 vizinhos de primeira e segunda ordem. Um fragmento de habitat é representado como um conjunto de vários nodos vizinhos no grafo. Como o objectivo é analisar a conectividade entre dois ou mais fragmentos de habitat, todos os nodos de um fragmento focal são considerados colectivamente e reunidos num só nodo (Shah *et al.*, 2008).

O Circuitscape constrói as conexões com base na teoria do circuito eléctrico. O programa considera as paisagens como superfícies condutivas e usa a resistência, a

voltagem e a corrente eléctrica para prever aspectos importantes no movimento e conectividade entre fragmentos. Quantos mais ligações o programa detectar isso significa que a conexão é mais robusta. Assim, através do fluxo de corrente podem ser detectadas áreas importantes para a conectividade.

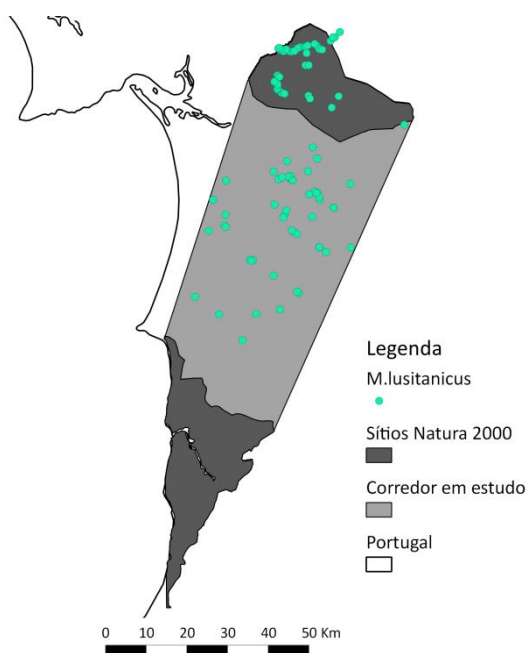
Existem várias formas de utilizar o Circuitscape. Neste estudo a opção escolhida foi a de *pairwise*, onde a conectividade é calculada entre todos os pares de nodos focais. Para cada par, um dos nodos é conectado a uma corrente de 1-*amp* enquanto o outro é conectado à terra. Escolheu-se também ligar cada nodo aos seus 8 vizinhos de primeira e segunda ordem de modo a haver conexões diagonais, o que não é possível quando apenas se liga cada nodo aos 4 vizinhos de primeira ordem. O programa gera como resultados mapas de corrente e mapas de voltagem. Os primeiros são úteis na identificação das áreas que mais contribuem para a conectividade entre os nodos focais e os segundos para identificar barreiras à dispersão e locais importantes para restauração ecológica com vista a aumentar a conectividade entre fragmentos.

Todos os softwares utilizados para a realização deste trabalho são *open source* e estão disponíveis na internet.

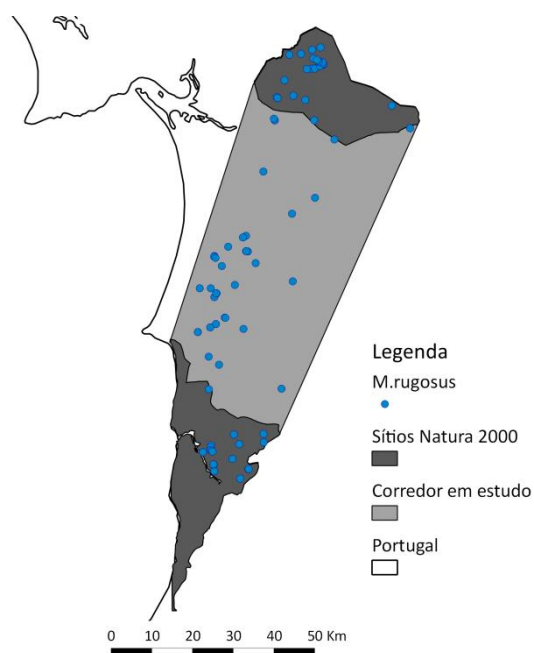
## 4 Resultados

Da amostragem realizada resultou a captura e georreferenciação de 134 indivíduos de *Mesocarabus lusitanicus* e 92 de *Macrothorax rugosus*. Ao serem transpostos, os pontos de ocorrência para quadrículas de 1km<sup>2</sup>, obtiveram-se 75 quadrículas de presença para a primeira espécie (Figura 2) e 64 para a segunda espécie (Figura 3).

Na avaliação da performance dos modelos de distribuição potencial para as condições ambientais do tempo presente, os valores de AUC para os modelos que utilizaram todas as 36 variáveis ambientais foram superiores aos que apenas utilizaram os conjuntos de variáveis não correlacionadas (Tabelas 1 e 2). Isto verificou-se para as duas espécies, tanto nos modelos usando todas as variáveis ambientais como nos que apenas usaram as variáveis bioclimáticas.



**Figura 2.** Pontos de presença de *Mesocarabus lusitanicus*.



**Figura 3.** Pontos de presença de *Macrothorax rugosus*.

**Tabela 4.** *Performance* do MaxEnt para a modelação da distribuição potencial actual de *Mesocarabus lusitanicus* aplicando: a) todas as variáveis ambientais; b) um conjunto reduzido de variáveis ambientais com base nas correlações entre elas; c) apenas as variáveis bioclimáticas; e d) um conjunto reduzido de variáveis bioclimáticas com base nas correlações entre elas.

<i>Mesocarabus lusitanicus</i>			
Valores de AUC			
Todas as variáveis ambientais	Variáveis ambientais correlacionadas removidas	Todas as variáveis bioclimáticas	Variáveis bioclimáticas correlacionadas removidas
0.910	0.889	0.916	0.898

**Table 5.** *Performance* do MaxEnt para a modelação da distribuição potencial actual de *Macrothorax rugosus* aplicando: a) todas as variáveis ambientais; b) um conjunto reduzido de variáveis ambientais com base nas correlações entre elas; c) apenas as variáveis bioclimáticas; e d) um conjunto reduzido de variáveis bioclimáticas com base nas correlações entre elas.

<i>Macrothorax rugosus</i>			
Valores de AUC			
Todas as variáveis ambientais	Variáveis ambientais correlacionadas removidas	Todas as variáveis bioclimáticas	Variáveis bioclimáticas correlacionadas removidas
0.894	0.878	0.903	0.880

Para as condições ambientais do tempo presente, utilizando todas as variáveis ambientais e apenas as variáveis bioclimáticas, foram obtidos os mapas apresentados nas Figuras 4 e 8, respectivamente para *M. lusitanicus* e *M. rugosus*. Ao modelar a distribuição potencial das duas espécies, apenas com variáveis bioclimáticas, para os três diferentes cenários ambientais previstos para o futuro (cenário A1b, cenário A2 e cenário B1) e para os dois períodos de tempo (2040 a 2069 e 2070 a 2099) foram obtidos os mapas apresentados nas Figuras 5 e 9, respectivamente para *M. lusitanicus* e *M. rugosus*.

Em virtude dos valores máximos de probabilidade de ocorrência das duas espécies serem reduzidos nos três diferentes cenários para condições ambientais futuras, as escalas de cores dos mapas apresentados são diferentes das escalas de

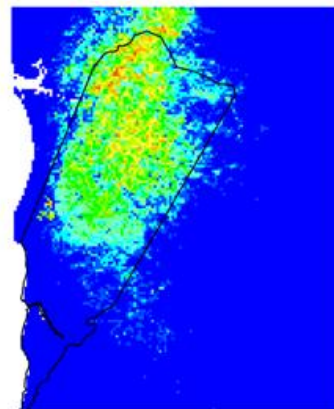


cores dos mapas referentes às condições ambientais do tempo presente. Assim, a sua comparação deve ter este facto em conta.

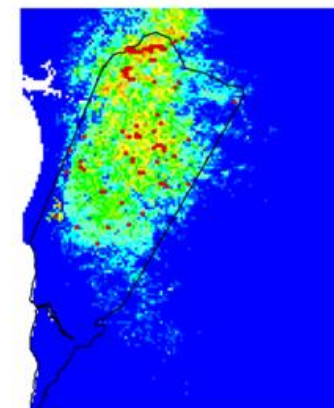
Na definição dos corredores ecológicos entre os dois Sítios Natura2000 para as condições ambientais do tempo presente foram obtidos os mapas apresentados na Figura 6 e 10 para, respectivamente, *M. lusitanicus* e *M. rugosus*. Para os três cenários ambientais para o futuro obtiveram-se os mapas das Figuras 7 e 11, respectivamente para *M. lusitanicus* e *M. rugosus*.

Todos os mapas de distribuição potencial para o tempo presente das duas espécies são mapas finais resultantes da média de 10 repetições em *crossvalidation*. Para as condições ambientais previstas para o futuro são apresentados os mapas resultantes do *ensemble* por cenário, modelo e período. Cada *ensemble* realizado utilizou mapas resultantes da média dos 10 replicados dados pela *crossvalidation*.

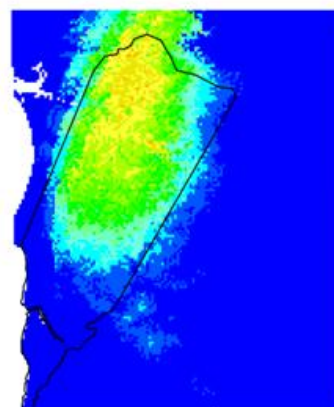
Ao calcular a distribuição potencial de cada espécie o programa MaxEnt calcula automaticamente a percentagem de contribuição de cada variável ambiental para a construção do modelo (Tabelas 3 e 4). Apenas se apresentam as tabelas referentes aos modelos construídos para o tempo presente usando todas as variáveis ambientais, pois o objectivo é verificar se as variáveis bioclimáticas têm um valor de contribuição significativo na modelação da distribuição das espécies quando aplicadas juntamente com as restantes variáveis ambientais e, consequentemente, avaliar se é válido utilizá-las para modelar a distribuição das espécies para as condições ambientais do futuro.



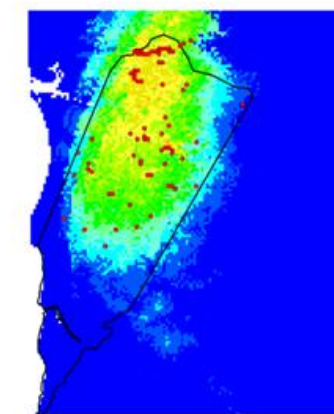
A



B

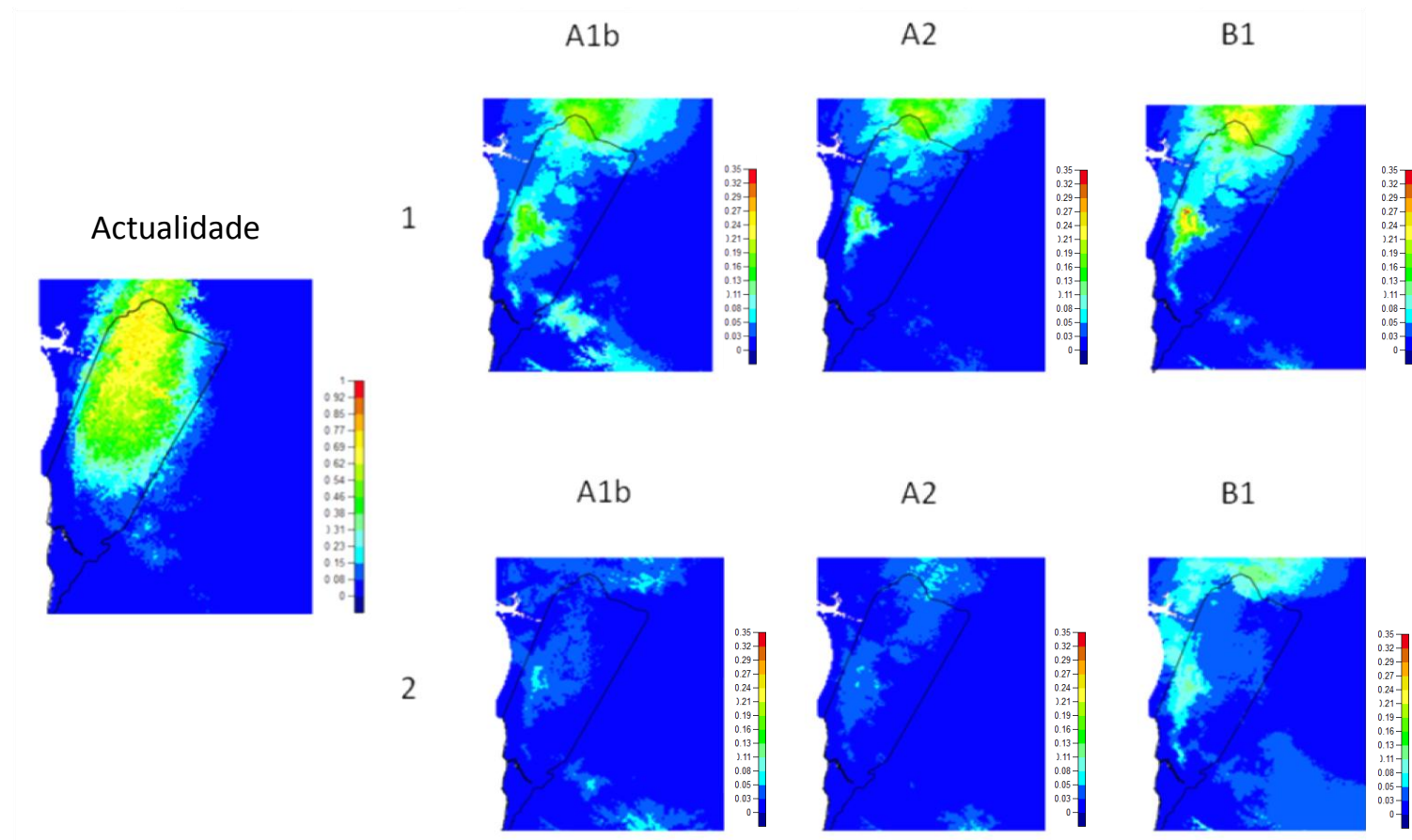


C

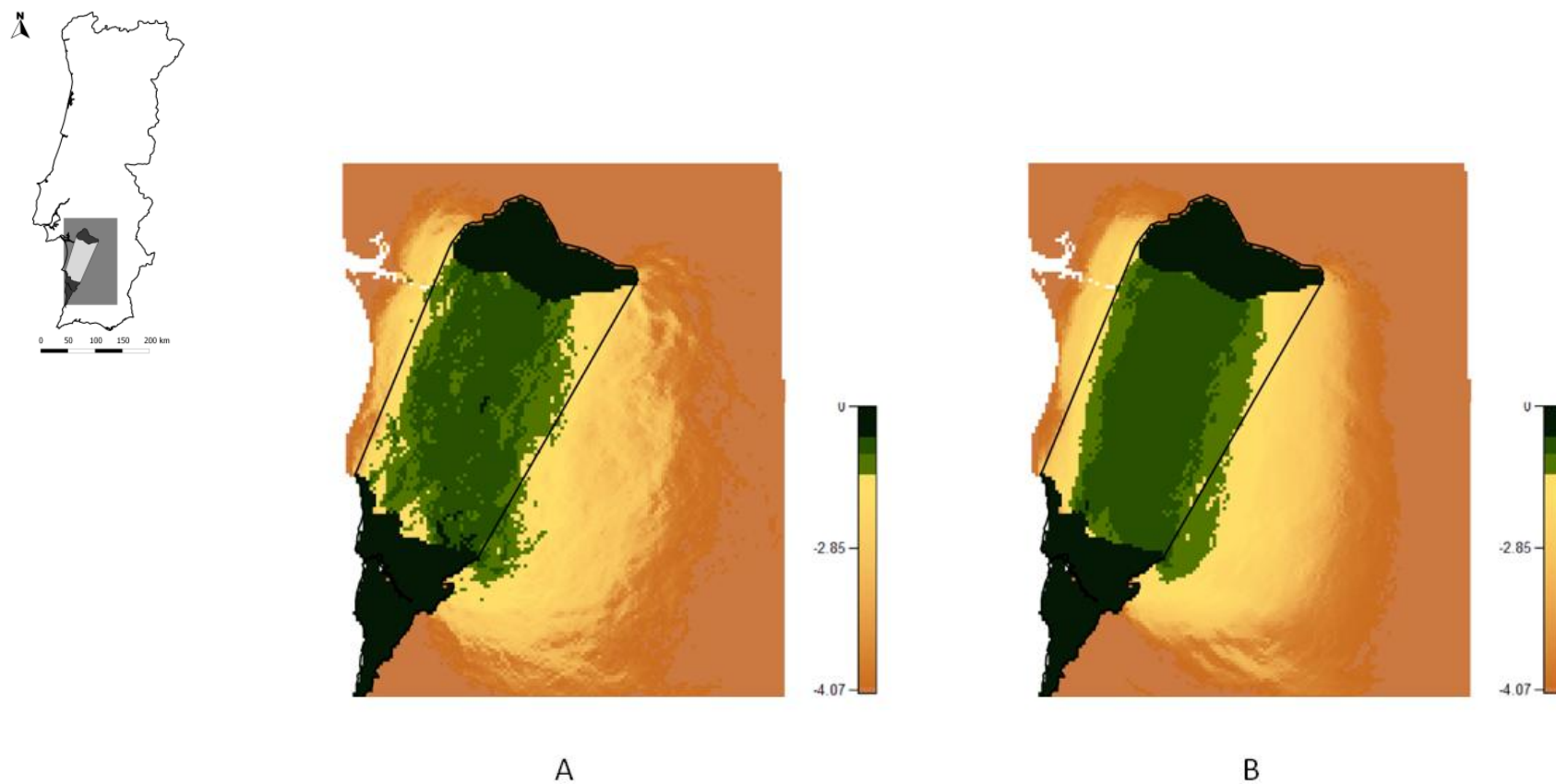


D

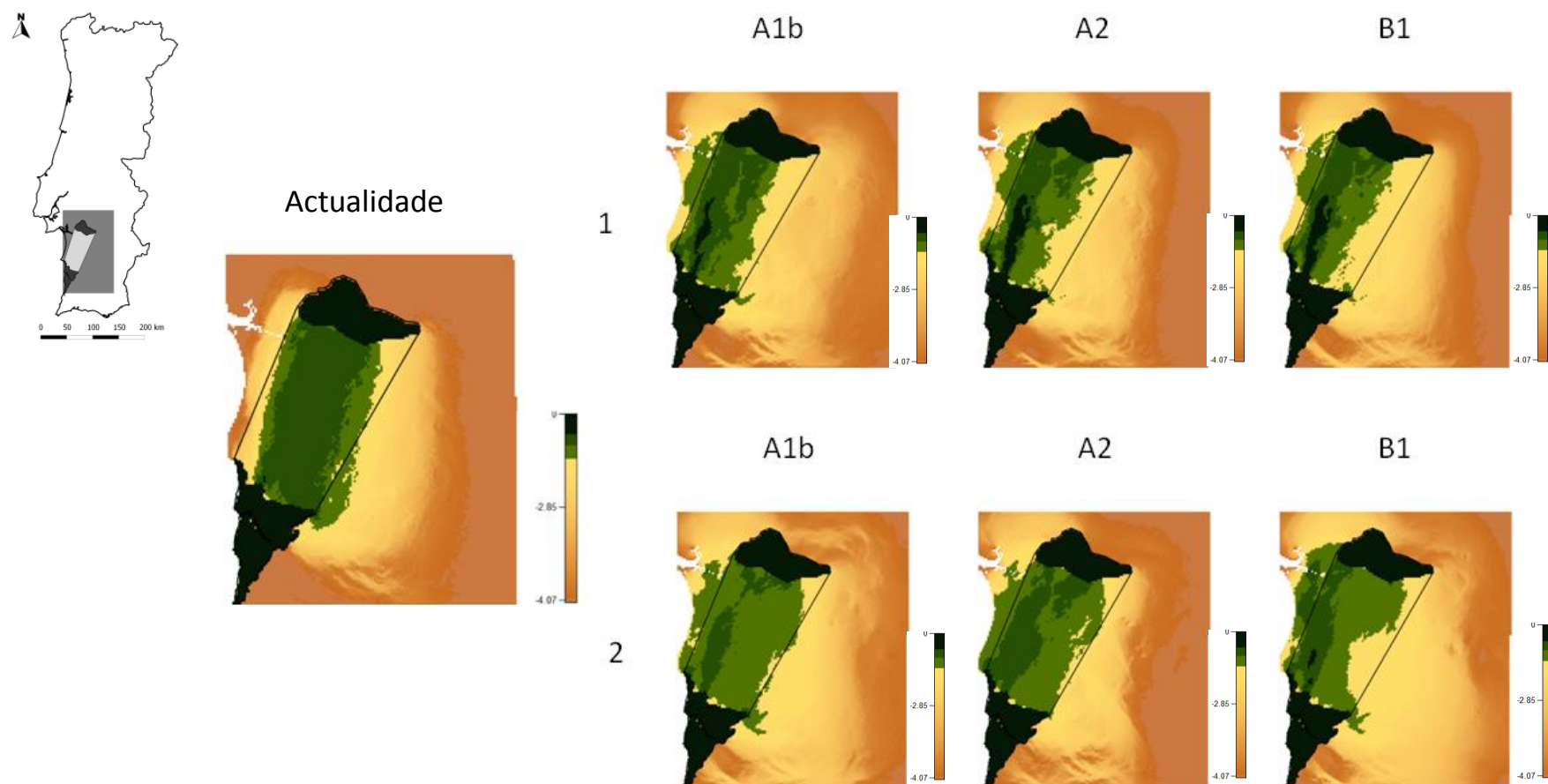
**Figura 4.** Distribuição geográfica potencial de *Mesocarbamus lusitanicus* para o presente, com todas as variáveis ambientais (A e B) e com apenas as variáveis bioclimáticas (C e D). Nos mapas B e D estão representados os pontos de ocorrência da espécie.



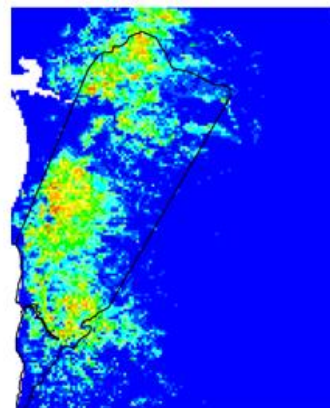
**Figura 5.** Distribuição geográfica potencial de *Mesocarabus lusitanicus* sob diferentes cenários ambientais futuros no período de 2040 a 2069 (1) e no período de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a distribuição geográfica potencial da espécie para o presente, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.



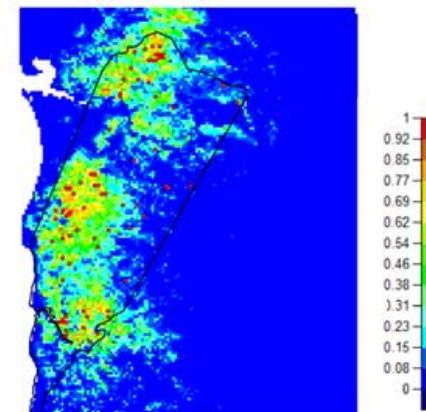
**Figura 6.** Modelação dos corredores ecológicos actuais entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Mesocarabus lusitanicus*, com todas as variáveis ambientais (A) e com apenas as variáveis bioclimáticas (B).



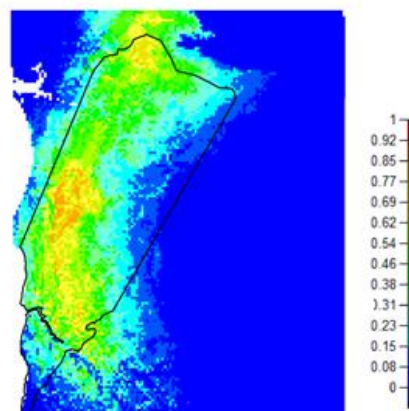
**Figure 7.** Modelação dos corredores ecológicos entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Mesocarabus lusitanicus*, sob diferentes cenários ambientais para o futuro nos períodos de 2040 a 2069 (1) e de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a modelação dos corredores ecológicos actuais para a espécie, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.



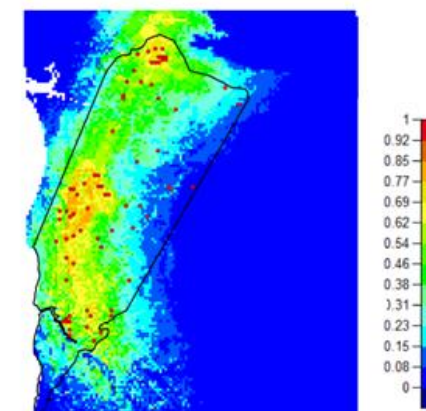
A



B



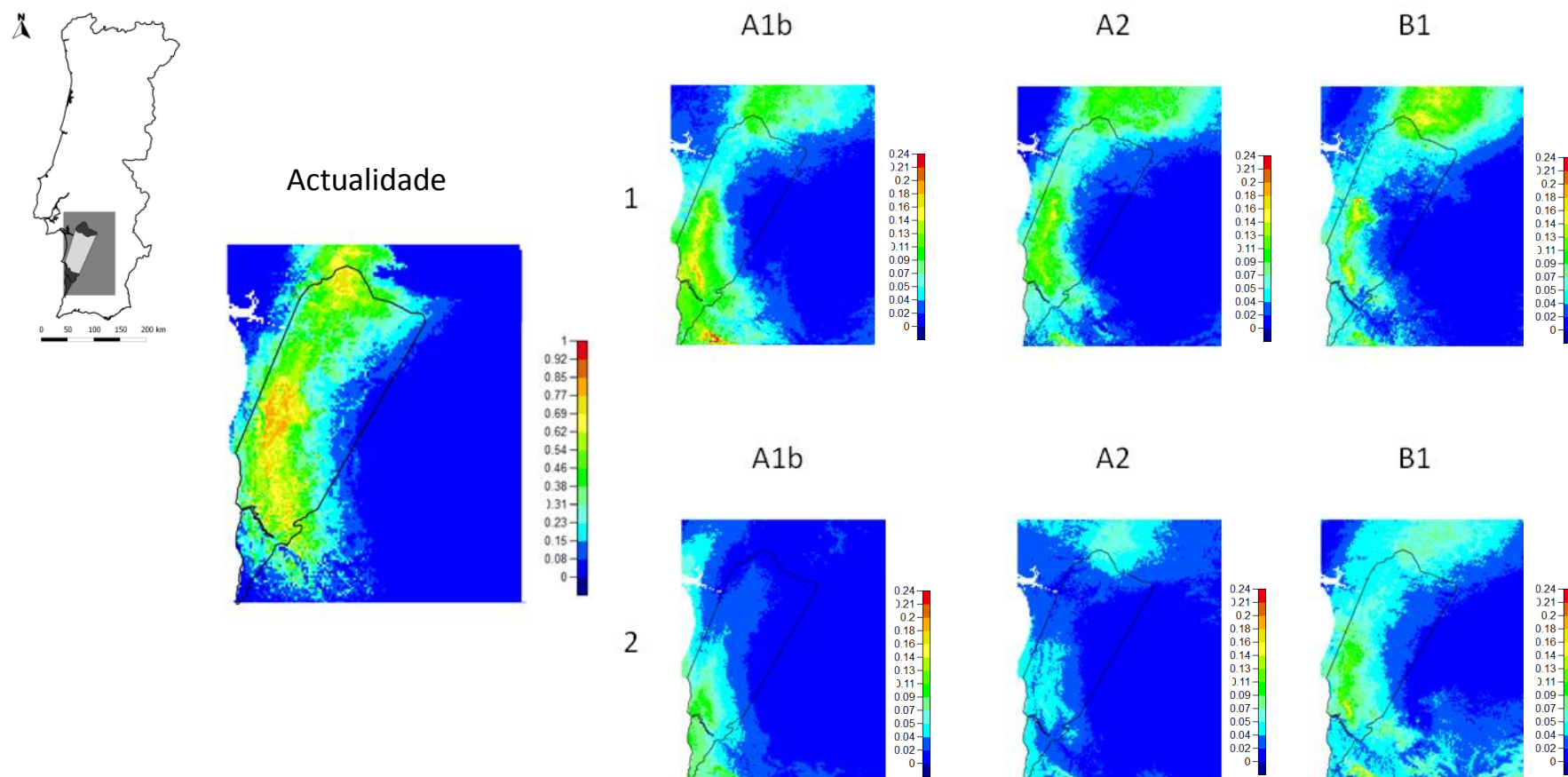
C



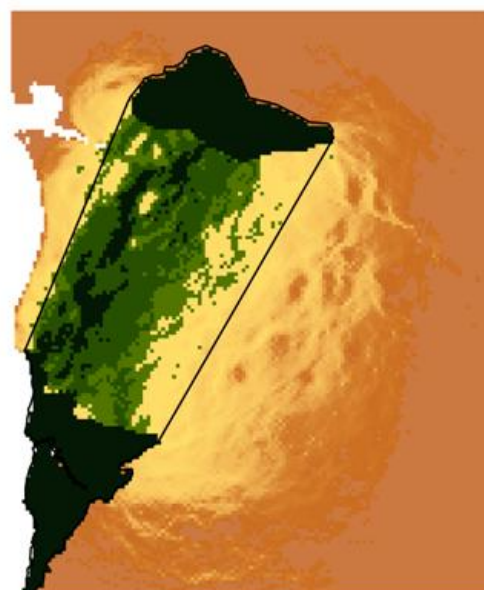
D

**Figura 8.** Distribuição geográfica potencial de *Macrothorax rugosus* para o presente, com todas as variáveis ambientais (A e B) e com apenas as variáveis bioclimáticas (C e D). Nos mapas B e D estão representados os pontos de ocorrência da espécie.





**Figure 9.** Distribuição geográfica potencial de *Macrothorax rugosus* sob diferentes cenários ambientais futuros no período de 2040 a 2069 (1) e no período de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a distribuição geográfica potencial da espécie para o presente, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.



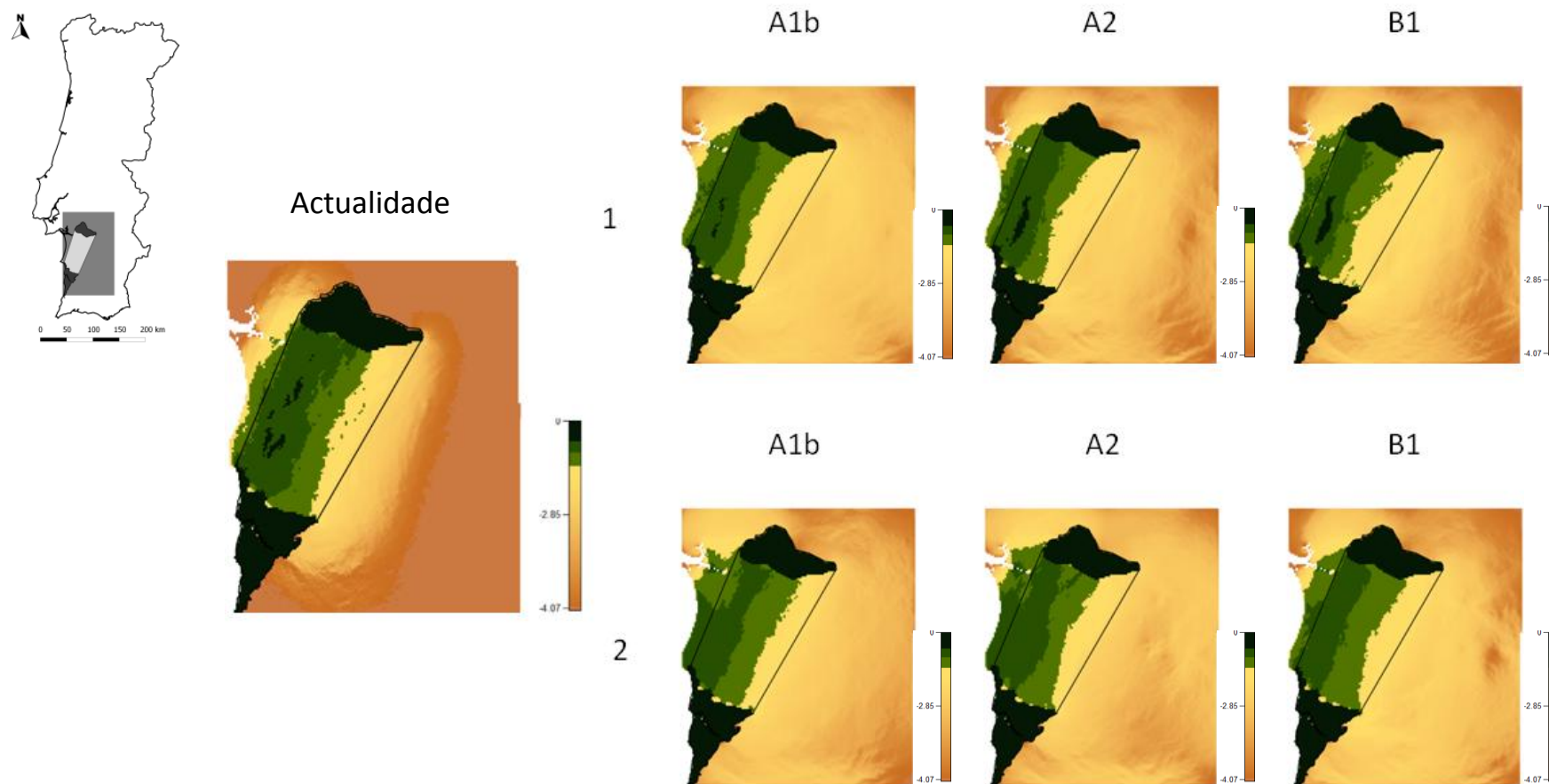
A



B

**Figura 10.** Modelação dos corredores ecológicos actuais entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Macrothorax rugosus*, com todas as variáveis ambientais (A) e com apenas as variáveis bioclimáticas (B).





**Figure 11.** Modelação dos corredores ecológicos entre o Sítio Cabrela e o Sítio Costa Sudoeste para *Macrothorax rugosus*, sob diferentes cenários ambientais para o futuro nos períodos de 2040 a 2069 (1) e de 2070 a 2099 (2). Para comparação é também apresentada a modelação dos corredores ecológicos actuais para a espécie, considerando apenas as variáveis bioclimáticas.

**Tabela 6.** Percentagem de contribuição de cada variável ambiental para a construção do modelo, com todas as variáveis ambientais, de distribuição potencial de *M. lusitanicus* para o presente.

Variável Ambiental	Contribuição
bio17	18.5
bio4	15.1
bio7	14.9
bio2	12.3
CORINE	10.3
bio6	8.2
litologia	4.1
bio18	3.2
bio5	1.6
aspect	1.4
bio19	1.2
bio15	1.1
NDVI Setembro	1.1
NDVI Fevereiro	1.0
NDVI Junho	0.9
NDVI Maio	0.8
bio1	0.7
bio8	0.6
altimetria	0.5
NDVI Março	0.4
declive	0.4
NDVI Abril	0.3
NDVI Janeiro	0.3
NDVI Dezembro	0.3
NDVI Outubro	0.1
NDVI Julho	0.1
bio14	0.1
NDVI Novembro	0.1
bio12	0.0
bio3	0.0
bio9	0.0
bio10	0.0
bio16	0.0
NDVI Agosto	0.0
bio13	0.0
bio11	0.0

**Table 4.** Percentagem de contribuição de cada variável ambiental para a construção do modelo, com todas as variáveis ambientais, de distribuição potencial de *M. rugosus* para o presente.

Variáveis Ambientais	Contribuição
bio7	20
NDVI Maio	15.8
CORINE	11.7
bio6	11
litologia	7.9
bio2	7.3
bio8	3
bio15	2.8
declive	2.6
NDVI Junho	2.6
bio17	2.4
NDVI Dezembro	1.7
NDVI Abril	1.4
NDVI Julho	1.4
bio4	1.2
bio14	1.1
bio18	0.9
NDVI Novembro	0.8
NDVI Setembro	0.6
NDVI Janeiro	0.6
NDVI Agosto	0.4
aspect	0.4
bio5	0.4
NDVI Março	0.4
NDVI Fevereiro	0.3
bio1	0.3
bio16	0.3
bio11	0.2
bio19	0.2
altimetria	0.1
bio12	0.1
bio10	0.0
bio9	0.0
bio3	0.0
bio13	0.0
NDVI Outubro	0.0

## 5 Discussão

### 5.1 MaxEnt

#### 5.1.1 Avaliação dos modelos

Apesar do AUC ter sido identificado por alguns autores (Lobo *et al.*, 2007; Hand, 2009; Hanczar *et al.*, 2010) como uma medida que pode induzir em erro, ele tem sido bastante utilizado para avaliar a exatidão dos modelos preditivos de distribuição de espécies. Muitos autores recomendam-no por ter a grande vantagem de ser independente da definição de um limite numérico para o qual acima do mesmo os pontos são considerados presenças e abaixo ausências. Tendo em conta este actual debate sobre o uso de AUC, neste trabalho o critério será utilizado com alguma cautela.

Para ambas as espécies, os valores de AUC para os modelos construídos, tanto com todas as variáveis ambientais como com apenas as variáveis bioclimáticas, foram superiores aos dos modelos construídos com apenas os conjuntos de variáveis não correlacionadas. Este resultado vai de encontro ao obtido por Crawford *et al.* (2010) para o coleóptero silfídeo *Nicrophorus americanus*, o que significa que, apesar de existirem correlações entre as variáveis, estas nunca são 100% correlacionadas e cada variável possui sempre alguma informação única, mesmo que pouca, que pode ser útil para o MaxEnt calcular a probabilidade de ocorrência das espécies nas áreas de estudo. Assim, todos os modelos apresentados para as condições ambientais do tempo presente foram construídos com todas as variáveis ambientais e com todas as variáveis bioclimáticas, e os modelos apresentados para as condições ambientais futuras foram construídos com todas as variáveis bioclimáticas, independentemente de algum nível de correlação que possa existir entre as mesmas.

Tanto os modelos construídos com todas as variáveis ambientais como os que foram construídos apenas com as variáveis bioclimáticas tiveram valores de AUC

superiores a 0.90 para *M.lusitanicus*, o que significa que os modelos têm uma elevada precisão em determinar os pontos de presença da espécie. Para *M.rugosus*, apenas o modelo construído com as variáveis bioclimáticas obteve um valor de AUC superior a 0.90, indicando que é muito preciso, enquanto o modelo construído com todas as variáveis ambientais obteve um valor inferior a 0.90 mas muito próximo do mesmo (0.894), ficando ainda assim no escalão de precisão média.

### 5.1.2 Modelação da distribuição potencial 5.1.

#### 2.1 *Mesocarabus lusitanicus*

Através da Figura 4 observa-se que a distribuição de *Mesocarabus lusitanicus* calculada com todas as variáveis ambientais (mapa A) não é tão uniforme como a calculada com apenas as variáveis bioclimáticas (mapa C). Contudo, esta última não atinge valores de probabilidade de presença tão elevados como a primeira. No mapa A os valores máximos de probabilidade de presença vão até aos 0.92, enquanto no mapa C vão apenas até aos 0.85 e em pequeno número. O facto de a distribuição do mapa C ser mais uniforme deve-se à menor quantidade de informação em termos de variáveis ambientais que são utilizadas para gerar o modelo. Ao haver menos informação, existe menos heterogeneidade na modelação da probabilidade da ocorrência da espécie. Contudo, neste caso, quando se sobrepõem os pontos de ocorrência conhecida (os pontos correspondentes aos indivíduos capturados no campo) estes correspondem, na maioria, a valores de probabilidade de presença dados pelo modelo entre os 0.38 e os 0.77, existindo uma grande área com valores de probabilidade entre os 0.62 e o 0.85 nos quais não existe sobreposição com os pontos de ocorrência conhecida (mapa D). Já ao sobrepor-se os pontos de ocorrência conhecida com o mapa de distribuição potencial calculada com todas as variáveis ambientais (mapa B) existe uma maior concordância entre estes e os valores de probabilidade de presença superiores. Deste modo, os valores que atingem os 0.92 correspondem às zonas de maior concentração

de pontos de ocorrência conhecida. Assim, e tendo em conta que os valores de AUC para ambos os modelos são muito próximos (existindo apenas uma diferença de 0.006), considera-se que para *M. lusitanicus* o modelo de distribuição potencial para o tempo presente construído com todas as variáveis ambientais é aquele que aparentemente explica melhor os dados empíricos.

Pela análise da Tabela 3 sobre a percentagem de contribuição das variáveis ambientais para a construção do modelo verifica-se que os primeiros 50% são de apenas variáveis bioclimáticas e que, globalmente, este tipo de variáveis contribui em 77.9% para a construção do modelo. Este valor, que é elevado, indica que a presença da espécie é fortemente influenciada por estas. Por exemplo, o facto de a variável bio 17 (precipitação do mês mais seco) ter uma contribuição grande, mostra que esta é importante para a espécie, pois a mesma está relacionada com a humidade que existe no solo, pese embora a espécie seja um epígeo termófilo (Serrano *et al.*, 2008). Assim, apesar de o modelo construído com todas as variáveis ser considerado como o mais próximo da realidade, o construído com apenas as variáveis bioclimáticas não se afasta muito dessa realidade e é portanto útil para se poderem fazer previsões sobre a distribuição potencial da espécie sob diferentes cenários ambientais futuros.

Com as alterações climáticas previstas nos diferentes cenários futuros, os valores de probabilidade máxima de ocorrência dada pelo MaxEnt caem dos 0.85 (probabilidade máxima para o tempo presente) para os 0.35 (Figura 5). Esta descida, que é significativa, informa que a espécie poderá ser fortemente afectada pelas alterações climáticas que se esperam para o futuro. É de notar que este valor máximo de 0.35 é apenas obtido para o cenário B1, o mais favorável, e para o período mais próximo.

Ao comparar os diferentes cenários, para o período mais próximo, com o modelo de distribuição potencial obtido para o tempo presente, observa-se que com as alterações climáticas a espécie terá tendência a ocupar latitudes mais elevadas (Figura 5), destacando-se consistentemente duas manchas de probabilidade de presença. Estas

manchas correspondem à zona norte do Sítio Cabrela e à área a norte do Sítio (mancha norte) e à zona de Grândola (mancha centro). O Sítio de Cabrela, no tempo presente, apresenta a área de maior probabilidade de ocorrência para a espécie, mas com as alterações climáticas a espécie terá tendência a deslocar-se para latitudes mais elevadas, e isso é particularmente visível no cenário A2. Já a zona de Grândola revela-se apenas nos mapas correspondentes aos três cenários futuros, o que significa que, com as mudanças climáticas, esta poderá servir de refúgio à espécie. Para o período de 2070 a 2099, os cenários são bastante negativos, não existindo valores de probabilidade de presença superiores a 0.16, o que indica que a espécie irá enfrentar um grande risco de extinção local mesmo no cenário de alteração climática menos dramático (B1).

O facto destas duas áreas serem representadas em todos os cenários como áreas de maior probabilidade de presença da espécie sugere que devem ser tomadas medidas de gestão e conservação de modo a tentar garantir a preservação das características do Sítio de Cabrela, e que deve ser equacionada a proposta de elevar a área natural de Grândola ao estatuto de Sítio Natura2000 de modo a existir base legal para uma gestão sustentável da área.

Na comparação dos diferentes cenários pode-se notar que o B1 é o que mostra uma distribuição potencial mais resiliente, exibindo valores de probabilidade de ocorrência mais elevados. Tal facto não é de estranhar pois é o cenário no qual as energias renováveis são mais utilizadas e onde existe uma maior consciencialização para com o meio ambiente. Já o A2 é o que apresenta uma pior previsão, isto porque, apesar de não ser um cenário onde o crescimento económico e tecnológico é tão rápido como o do A1b, não manifesta como este um bom equilíbrio entre os recursos energéticos renováveis e os de origem em combustíveis fósseis, o que tem um impacto ambiental significativamente mais negativo.

Assim, a conservação local a longo prazo da espécie não só depende da adopção de medidas de protecção para o Sítio de Cabrela e para a área de Grândola,

como também de alterações rápidas e profundas visando a diminuição do desperdício energético e da utilização de combustíveis fósseis.

#### 5.1.2.2 *Macrothorax rugosus*

Através da Figura 8 é possível notar-se que a distribuição para o tempo presente de *M. rugosus* calculada com todas as variáveis ambientais (mapa A) é mais fragmentada, enquanto a calculada apenas com as bioclimáticas é mais contínua (mapa C). Isto pode dever-se ao facto de no primeiro caso, existindo mais informação, os requisitos de adequação de habitat para a espécie, serem superiores em termos quantitativos aos obtidos pela distribuição calculada com base apenas nas variáveis bioclimáticas.

Apesar de se verificar uma distribuição potencial mais fragmentada no mapa A da Figura 8, este mostra probabilidades de presença superiores (até 0.92) aos do mapa C (até 0.85). Ao sobrepor os pontos de ocorrência colhidos no campo (mapa B e D, Figura 8), as maiores concentrações de pontos correspondem sempre aos valores de probabilidade superiores no primeiro mapa, mas no segundo mapa já o mesmo não se verifica. Se observarmos os mapas C e D, é possível notar que no primeiro existe uma área no centro com probabilidade de presença entre os 0.77 e os 0.85, que corresponde a uma maior concentração de pontos de ocorrência, e uma área a norte com probabilidades entre os 0.69 e os 0.77 que corresponde também a uma maior concentração de pontos de ocorrência. No entanto, existe uma terceira concentração de pontos de ocorrência a sul que não é sugerida pelo modelo. Observando os mapas A e B, as três áreas de maior concentração de pontos de ocorrência são detectadas com probabilidades de presença superiores a 0.77. Contudo, nos mapas B e D existem locais com probabilidade de presença inferiores a 0.31 (D) e até de 0.00 (B) onde foram capturados animais. Isto pode dever-se ao facto de a distribuição de uma espécie ser influenciada por um número desconhecido de variáveis ambientais independentes que interagem espacialmente de um modo desconhecido (Lobo *et al.*, 2007). Ou seja, algumas variáveis que são importantes para a espécie e que influenciam a sua



distribuição podem não ter sido incluídas na lista de variáveis utilizada para a construção dos modelos.

Pela análise da Tabela 4 sobre a percentagem da contribuição das variáveis ambientais para a construção do modelo, os primeiros 50% são das bioclimáticas bio6 e bio7 e das ambientais CORINE e NDVI de Março, sendo provável que estas duas últimas sejam as responsáveis pela restrição da área de habitat observada no mapa A e que não existe no mapa C.

Tendo em conta as observações acima referidas, e apesar de o valor de AUC para o modelo construído com todas as variáveis ambientais ser ligeiramente inferior ao do modelo construído com apenas as bioclimáticas, considera-se que o primeiro é o modelo de distribuição potencial para *M. rugosus* que se aproxima mais da realidade. Contudo, no conjunto, as variáveis bioclimáticas contribuem em 51.2% para a construção do modelo com todas as variáveis ambientais. Isto significa que são importantes para a espécie e que é aceitável construir modelos com base em condições ambientais previstas para o futuro utilizando apenas as variáveis bioclimáticas.

Perante alterações climáticas, a distribuição potencial da espécie (Figura 9) sofre uma grande redução nos valores máximos de probabilidade de presença. Estes passam de 0.85 para 0.23, o que indica que, tal como em *M. lusitanicus*, a espécie é afectada negativamente com as alterações climáticas previstas pelos três cenários.

A comparação do mapa referente ao tempo presente com os dos três cenários futuros (Figura 9) permite-nos verificar que, no período 1 é visível que a área norte do Sítio Cabrela, a área norte do Sítio Costa Sudoeste e a área de Grândola são aquelas que reúnem características para a maior probabilidade de presença da espécie quer no tempo actual quer com as alterações climáticas futuras. É um facto interessante que, tanto aqui como para *M. lusitanicus*, a área de Grândola se revele ser uma zona que reúne condições ambientais que permitem a sobrevivência das espécies perante as alterações climáticas associadas aos diferentes cenários, principalmente, nas projecções a curto prazo. Isto vem reforçar a ideia de que Grândola é uma área

importante para a conservação de carabídeos (Silva *et al.*, 2011), e provavelmente para invertebrados terrestres em geral.

Na comparação dos três cenários, o A2 mostra-se aquele através do qual o impacto negativo das alterações climáticas é maior, tanto num período próximo como a longo prazo. Contudo, ao contrário do que se esperava, o mapa correspondente ao cenário A1b, que é considerado pior que o B1, exibiu no geral uma distribuição potencial mais resiliente que o deste último. O cenário A1b, ao prever uma utilização equilibrada entre os combustíveis fósseis e as energias renováveis de modo a não existir uma utilização dominante de nenhum tipo de recurso, acaba por não ser suficientemente desfavorável para, no futuro mais imediato, ter um impacto visivelmente mais negativo do que o B1. Só no período de 2070 a 2099 é que ele se revela mais negativo, o que mostra a importância das projeções a longo prazo pois as consequências dos cenários menos drásticos podem não se revelar no período mais próximo. Neste período, os modelos resultantes dos cenários A1b e B1 apresentam diferenças estocásticas e não são fáceis de hierarquizar, em consequência de não serem radicalmente diferentes. De facto, no cenário A1b a espécie mostra-se mais resistente no Sítio Costa Sudoeste e na área de Grândola mas, por outro lado, quando comparamos os dados com o B1 torna-se mais rara no Sítio Cabrela. Isto significa que, no cenário B1, a espécie, embora diminuindo fortemente a sua probabilidade de presença em relação ao presente, consegue resistir em toda a área de estudo, enquanto que no A1b a probabilidade de presença da espécie no Sítio Cabrela é ainda menor do que para o A2, para o mesmo período de tempo. Este facto sugere que uma provável maior heterogeneidade ambiental ao longo da área de estudo conduz mais facilmente a extinções locais no cenário A1b, enquanto a degradação ambiental no cenário B1 é mais homogênea diminuindo assim a probabilidade de extinções locais.

Assim, para a conservação de *M.rugosus* é crítica a conservação do Sítio Costa Sudoeste e, sobretudo, da área de Grândola por serem as regiões onde a espécie mostra mais probabilidade de sobreviver na zona deste estudo face às potenciais alterações climáticas que se poderão verificar no futuro. Mais uma vez, o cenário B1

onde se aposta num crescimento mais sustentável e nas energias renováveis é aquele onde a sobrevivência das espécies poderá ser mais provável.

## 5.2 Definição dos corredores ecológicos

### 5.2.1 *Mesocarabus lusitanicus*

Durante a amostragem não foram capturados indivíduos na parte sul da área de estudo. Este facto pode dever-se à ausência de indivíduos adultos nos meses em que decorreu a amostragem nas áreas mais a sul. Para confirmar esta hipótese, seria necessário voltar a fazer amostragem em todos os meses do ano de modo a determinar a fenologia da espécie. Assim, as estimativas aqui efectuadas para a conectividade entre os Sítios Natura2000 para a espécie, podem estar a ser influenciadas por esta lacuna na amostragem. Em qualquer caso, tentou-se estimar a conectividade entre os dois Sítios, assumindo-se que a espécie possa estar presente no Sítio Costa Sudoeste e que não tenha sido detectada.

Através da Figura 6 podem-se analisar as duas distribuições potenciais para o tempo presente que permitem estimar a conectividade entre os dois Sítios Natura2000, com o objectivo de verificar se as mesmas determinavam um padrão similar ou não. Se observarmos os mapas A e B daquela figura, nota-se que ambos apresentam um perfil de conectividade semelhante, com a diferença de a conectividade no primeiro apresentar algumas constrições, enquanto a conectividade no segundo ser mais difusa. Este resultado está de acordo com o facto de o mapa de distribuição potencial (Figura 4, mapa A), utilizado para definir o corredor do primeiro (Figura 6, mapa A), apresentar também estrangulamentos resultantes das variáveis ambientais utilizadas e que foram já discutidos atrás.

Para os cenários futuros (Figura 7) é visível que os corredores ficam mais estreitos em relação ao tempo presente e isso é mais evidente no A2, para o período

de 2040 a 2069, e no A1b, para o período de 2070 a 2099. A área de Grândola, para o período mais próximo, destaca-se mais uma vez por ser aquela que possui maior permeabilidade para a espécie. Enquanto no tempo presente a permeabilidade é mais difusa, tornando o corredor mais contínuo, no futuro a adequação do habitat é reduzida para a ocorrência e dispersão da espécie, o que conduz a uma contracção da conectividade (superior no cenário A2) e a uma concentração dos possíveis corredores na área de Grândola, sendo esta a principal ligação ao Sítio Costa Sudoeste.

Comparando os diferentes cenários, no período mais próximo, é notável que nos A2 e B1 existe uma maior concentração dos possíveis corredores mas, no geral, uma menor área de permeabilidade, sendo portanto o A1b o melhor. Isto pode ser explicado pelo facto de nos dois primeiros cenários existir um corredor com elevada permeabilidade, ou seja, um corredor forte, mas que é mais localizado no espaço do que o do último (que tem uma área maior de permeabilidade, apesar de não tão forte). Os cenários A2 e B1 acabam por originar mapas de conectividade com corredores mais estreitos e localizados, que são mais vulneráveis à construção de infra-estruturas, que funcionam como barreiras, como estradas e barragens. Se esse corredor estreito e localizado for afectado, não restam outras soluções significativas de permeabilidade na área de estudo.

Para um futuro mais distante, o cenário B1 mostra ser aquele com pior conectividade, existindo menos área com permeabilidade na área de estudo. Este resultado não era o aguardado, uma vez que a distribuição potencial calculada pelo MaxEnt para os três cenários futuros e para os dois períodos (Figura 5) seguiram o esperado (cenário A2 com os resultados mais negativos e o B1 com os mais positivos) e explicam as consequências para cada um. Este padrão não se verifica aqui e isso poderá ter duas explicações. A primeira centra-se no facto de, apesar de as variáveis bioclimáticas terem uma contribuição significativa para a distribuição da espécie, podem existir variáveis não climáticas que também sejam importantes e que não podem ser utilizadas nas previsões para o futuro, e isso estar a afectar o cálculo da distribuição potencial futura e, consequentemente, a estimativa da conectividade

futura. A segunda, e talvez a mais provável, pode estar no facto de não se terem obtido capturas de indivíduos na zona sul da área de estudo e isso afectar o desempenho do Circuitscape na definição de corredores ecológicos. Para testar esta explicação teria sido necessário recolher amostras na área sul da área de estudo.

### 5.2.2 *Macrothorax rugosus*

Na comparação entre o corredor obtido com a distribuição potencial com todas as variáveis ambientais e o obtido com a distribuição potencial com apenas as variáveis bioclimáticas (Figura 10), pode-se constatar que a primeira simulação apresenta uma conectividade muito mais fragmentada mas com valores de permeabilidade superiores, existindo várias áreas de grande concentração de corredores do Sítio Cabrela ao Sítio Costa Sudoeste. A segunda simulação mostra uma permeabilidade mais homogénea e alargada pela área de estudo. Esta diferença entre os dois corredores deve-se à diferente quantidade de informação dada pelas variáveis ambientais que foram utilizadas para construir cada modelo de distribuição potencial da espécie. Aqui, mais do que em *M.lusitanicus*, é possível verificar que diferentes modelos de distribuição de espécies dão origem a diferentes corredores ecológicos definidos por softwares como o Circuitscape. Compreende-se, assim, a importância de avaliar a distribuição potencial que melhor descreve os dados empíricos, de modo a estimarem-se os corredores ecológicos mais próximos da realidade. Assim, os esforços e medidas de conservação serão direccionados para uma eficaz preservação da conectividade.

Observando a Figura 11 nota-se que existe, na área de estudo, uma diminuição da área total dos corredores nos diferentes cenários futuros em relação ao tempo presente, e que estes se deslocam para fora da área em direcção ao litoral. Este era um padrão esperado, pois com as alterações climáticas as características dos habitats alteram-se e, conseqüentemente, a permeabilidade dos mesmos varia significativamente. A deslocação dos corredores em direcção ao litoral acompanha a deslocação da distribuição potencial da espécie, nos diferentes cenários (Figura 9), também nesse sentido.

Quando se comparam os diferentes cenários (Figura 11) verifica-se que, no período de 2040 a 2069, o B1 exhibe a maior área de permeabilidade, destacando-se mais uma vez a região de Grândola. Esta região não só aparece no cenário mais optimista (B1) como sendo a área de maior permeabilidade, como também aparece nos outros dois cenários. Estes resultados mostram, mais uma vez, a importância que Grândola tem para a espécie, ao se comportar como um refúgio para esta, face às alterações climáticas futuras previstas.

À primeira vista o cenário A2 parece permitir uma melhor conectividade que o A1b. Contudo, no primeiro apesar de na área de Grândola existir uma faixa mais forte em termos de permeabilidade, existe também uma maior área de permeabilidade muito baixa (perto dos -0.85), significando que na verdade existe uma menor permeabilidade entre os dois Sítios para o cenário A2. De facto, o corredor no A2 é mais forte mas mais restrito, logo mais vulnerável ao eventual surgimento de barreiras. O cenário A1b é menos vulnerável ao eventual surgimento de barreiras porque existem mais soluções de permeabilidade.

No período de 2070 a 2099 verifica-se o mesmo padrão que no primeiro período, mas aqui a área de Grândola perde a sua elevada permeabilidade em todos os cenários.

O padrão observado é um indício de que os cenários em que se esperam resultados mais negativos (neste caso o cenário A2) parecem reflectir climas mais heterogéneos, em que as melhores zonas ficam reduzidas a pequenas áreas e as zonas à sua volta são de menor qualidade. Pelo contrário, os cenários que se esperam não produzir resultados tão negativos (neste caso o cenário A1b) parecem reflectir um clima mais homogéneo, em que a qualidade de habitat na área de estudo se degrada mais ou menos uniformemente por toda ela, e em que a permeabilidade é mais alargada e difusa. No primeiro caso, os corredores ecológicos ficam de facto mais estreitos e densos, tornando-se muito localizados. Ou seja, nos piores cenários a

conectividade fica frequentemente demasiado dependente de apenas uma via de permeabilidade.

## 6 Considerações finais

Os dados obtidos neste estudo sugerem que a presença de *M.lusitanicus* é ecologicamente mais determinada pelas variáveis climáticas. Assim, a ocorrência desta espécie e as áreas com maior conectividade para a mesma serão mais afectadas com as alterações climáticas futuras comparativamente com a outra espécie aqui estudada. A presença e distribuição de *M. rugosus* parecem não ser tão determinadas pelas variáveis climáticas, mas sim pelo uso do solo.

Os resultados enfatizam a importância de conhecer a distribuição de uma espécie para se poderem estimar corredores ecológicos. Só assim as medidas e esforços de gestão e conservação podem ser eficazes na preservação da conectividade. Para se obterem modelos de distribuição potencial que se aproximem mais da realidade é importante conhecer a biologia da espécie, de modo a se poderem escolher as variáveis mais relevantes para a construção dos modelos. Para as duas espécies em estudo não existe muita bibliografia sobre a sua biologia e ecologia, logo a escolha das variáveis não pôde considerar especificamente os seus requerimentos biológicos/ecológicos. Consequentemente, podem existir deficiências nas distribuições potenciais obtidas neste estudo pela não inclusão de variáveis ambientais importantes para cada uma das espécies.

De um modo geral, o cenário futuro que revelou melhores previsões de distribuição potencial e persistência de corredores ecológicos para as duas espécies foi o cenário B1. Isto confirma a importância da necessidade de ocorrerem mudanças na relação da espécie humana com a Natureza de modo a se maximizar a conservação/gestão da biodiversidade. Estas alterações podem passar por um menor desperdício de energia, e com uma utilização dominante de fontes de energia que não aumentem as concentrações de gases com efeito de estufa na atmosfera. A sobrevivência das espécies a longo prazo também depende da identificação de áreas que sejam



importantes para a ocorrência das espécies e que, de algum modo, permitam a sua dispersão, mantendo o fluxo genético entre populações (McRae *et al.*, 2007). A aplicação de medidas de gestão e conservação nessas áreas é fundamental, permitindo conciliar as actividades humanas com a conservação da biodiversidade. Assim, as medidas que já são aplicadas ao Sítios Cabrela e Costa Sudoeste devem ser mantidas e até reforçadas, e Grândola, que se revelou uma área de grande importância para a presença das espécies e para a conectividade entre os dois Sítios, funcionando ainda como um potencial refúgio para as espécies no futuro, deveria ser designada também Sítio Natura2000 para garantir a sua protecção.

## 7 Referências bibliográficas

Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P.H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, **10**: 1618–1626.

Araújo, M.B. & New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**: 42–47.

Araújo, M.B., Thuiller, W. & Pearson, R.G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, **33**: 1712–1728.

Beier, P., Majka, D. R. & Spencer, W. D. 2008. Forks in the Road: Choices in Procedures for Designing Wildland Linkages. *Conservation Biology*, **22**: 836-851.

Binzenhöfer, B., Schröder, B., Strauss, B., Biedermann, R. & Settele, J. 2005. Habitat models and habitat connectivity analysis for butterflies and burnet moths – The example of *Zygaena carniolica* and *Coenonympha arcania*. *Biological Conservation*, **126**: 247–259.

Bossard, M., Feranec, J. & Otahel, J. 2000. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000. Technical Report No.40. European Environmental Agency. Copenhagen.

Brito J C, Acosta, A. L., Álvares, F. & Cuzin, F. 2009. Biogeography and conservation of taxa from remote regions: An application of ecological-niche based models and GIS to North-African Canids. *Biological Conservation*, **142**: 3020–3029.

Buse, J., Ranius, T. & Assmann, T. 2008. An Endangered Longhorn Beetle Associated with Old Oaks and Its Possible Role as an Ecosystem Engineer. *Conservation Biology*, **22**: 329–337.

Buse, J., Schröder, B. & Assmann, T. 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle – A case study for saproxylic insect conservation. *Biological conservation*, **137**: 372-381.

Caracterização do Parque Natural do SW Alentejano e costa Vicentina. Disponível em: <http://portal.icn.pt/ICNPortal/vPT2007-AP-SudAlentejanoCostaVicentina/O+Parque/Mapa+e+>

Caracterização, site consultado a 20 de Junho de 2011.

Cárdenas, A. M. & Bach, C. 1992. Primeras datos sobre la biología de reproduction y desarrollo larvario de *Macrothorax rugosus baeticus* Fabricius 1792 (Col. Cara bidae). Zoologische Beiträge, **3**: 139-146.

Centro de Interpretação Ambiental dos Sítios da Cabrela e Monfurado. Disponível em : [http://www.visitalentejo.pt/vPT/Regioes/Montemor\\_o\\_Novo/local/Centro\\_de\\_Interpretacao\\_Ambiental\\_dos\\_Sitios\\_da\\_Cabrela\\_e\\_Monfurado.htm](http://www.visitalentejo.pt/vPT/Regioes/Montemor_o_Novo/local/Centro_de_Interpretacao_Ambiental_dos_Sitios_da_Cabrela_e_Monfurado.htm), site consultado a 20 de Junho de 2011.

Correia, T. 1993. Threatened landscape in Alentejo, Portugal: the ‘montado’ and other agro-silvopastoral’ systems. Landscape and Urban Planning, **24**: 43-48.

Crawford, P. H. C. & Hoagland, B. W. 2010. Using species distribution models to guide conservation at the state level: the endangered American burying beetle (*Nicrophorus americanus*). Journal of Insect Conservation, **14**: 511–521.

de Vries, H. H., den Boer, P. J. & van Dijk, Th. S. 1996. Ground Beetles species in heathland fragments in relation to survival, dispersal, and habitat preference. Oecologia, **107**: 332-342.

den Boer, P. J. 1990. The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. Biological Conservation, **54**: 175–192.

Digweed, S. C., Currie, C. R., Carcamo, H. A. & Spence, J. R. 1995 Digging out the “digging-in effect” of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of ground beetles ( Coleoptera: Carabidae). Pedobiologia **39**:561-576.

Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C. P. & Matthysen, E. 2007. Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). Ecological Modelling, **209**: 314-322.

Dupin, M., Reynaud, P., Jarosík, V., Baker, R., Brunel, S., Eyre, D., Pergl, J. & Makowski, D. 2011. Effects of the Training Dataset Characteristics on the Performance of Nine Species Distribution Models: Application to *Diabrotica virgifera virgifera*. PLoS ONE, **6**.

Elith *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species’ distributions from occurrence data. Ecography, **29**: 129-/151.

European Commission Environment. Natura 2000 Network. What is Natura 2000? Disponível em: [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm), site consultado a 10 de Setembro de 2011

Finch, O. D., Niedringhaus, R. & von Ossietzky, C. 2010. Monitoring for the Habitats Directive and the importance of terrestrial invertebrates. *Wadden Sea Ecosystem*, **26**: 93-96.

Fleishman, E., Ray, C., Sjogren-Gulve, P., Boggs, C. L. & Murphy, D. D. 2002. Assessing the roles of patch quality, area, and isolation in predicting metapopulation dynamics. *Conservation Biology*, **16**: 706–716.

Franklin, A. B., Noon, B. R. & George, T. L. 2002. What is Habitat Fragmentation? *Studies in Avian Biology*, **25**: 20-29.

Halme, E. & Niemelä, J. 1993. Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici*, **30**: 17–30.

Hanczar, B., Hua, J., Sima, C., Weinstein, J., Bittner, M. & Dougherty, E. R. 2010. Small-sample precision of ROC-related estimates. *Bioinformatics*, **26**: 822–830.

Hand, D. J. 2009. Measuring classifier performance: a coherent alternative to the area under the ROC curve. *Machine Learning*, **77**: 103–123.

Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **5**: 131–138.

Heikkinen, R. K., Luoto, M., Araújo, M. B., Virkkala, R., Thuiller, W. & Sykes, M. T. 2006. Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography*, **30**: 1–27.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. 2005. Very High Resolution Interpolated Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology*, **25**: 1965–1978.

Hijmans, R. J. & Graham, C. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, **12**: 2272–2281.

Hirzel, A. H., Lay, G., Helfer, V., Randin, C. & Guisan, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, **199**: 142–152.

Inventariação da Fauna e Flora de Cabrela. Disponível em: [http://www.monte-ace.pt/inventario\\_fauna\\_flora\\_cabrela.pdf](http://www.monte-ace.pt/inventario_fauna_flora_cabrela.pdf), site consultado a 20 de Junho de 2011.

Jongman, R. H. G. & Pungetti, G. 2004. *Ecological Networks and Greenways. Concepts, Design, Implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 368.

Jordán, F., Magura, T., Tóthmérés, B., Vasas, V. & Ködöböcz, V. 2007 Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. *Landscape Ecology*, **22**: 1527–1539.

Kimberling, D. N., Karr, J. R. & Fore, L. 2001. Measuring human disturbance using terrestrial invertebrates in the shrub–steppe of eastern Washington (USA). *Ecological Indicators*, **1**: 63-81

Koivula, M. J. & Vermeulen, H. J.W. 2005. Highways and forest fragmentation – effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology*, **20**: 911–926.

Kotze, D. J. & O’Hara, R. B. 2003. Species decline—but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia*, **135**: 138–148.

Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. & Sanjayan, M. A. 1993. *Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning*. *Conservation Biology*, **7**: 796-808.

Larsen, T. H. & Forsyth, A. 2005. Trap Spacing and Transect Design for Dung Beetle Biodiversity Studies. *Biotropica*, **37**: 322–325.

Levinsky, I., Skov, F., Svenning, J. C. & Rahbek, C. 2007. Potential impacts of climate change on the distributions and diversity patterns of European mammals. *Biodiversity Conservation*, **16**: 3803–3816.

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. 2007. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, **17**: 145-151.

- Luff, M. L., Eyre, M. D. & Rushton, S. P. 1992. Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae). *Journal of Environmental Management*, **35**:301–15.
- Mace G. M. & Purvis, A. 2008. Evolutionary biology and practical conservation: bridging a widening gap. *Molecular Ecology*, **17**: 9–19.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E. O. & Boitani, L. 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conservation Biology*, **21**: 1433–1444.
- Mapelli, F. J. & Kittlein, M. J. 2009. Influence of patch and landscape characteristics on the distribution of the subterranean rodent *Ctenomys porteousi*. *Landscape Ecology*, **24**: 723–733.
- McRae, B. H. & Beier, P. 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**: 19885–19890.
- Mcrae, B. H. Dickson, B. G. Keitt, T. H. & Shah, V. B. 2008. Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation. *Ecology*, **89**: 2712–2724.
- McRae, B.H., & Shah, V.B. 2009. Circuitscape User Guide. Online. The University of California, Santa Barbara. Disponível em: <http://www.circuitscape.org>.
- Miller, C. & Kettunen, M. 2005. Financing Natura 2000: guidance handbook. European Commission—General Directorate for the Environment. Bruxelles.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kents, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**: 853-858.
- Naiman, R., Décamps, H. & McClain, M. 2005. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier, Burlington.
- Nakićenović *et al.* 2000. Special Report on Emissions Scenarios: A special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press. Disponível em: [http://www.grida.no/publications/other/ipcc\\_sr/?src=/climate/ipcc/emission/](http://www.grida.no/publications/other/ipcc_sr/?src=/climate/ipcc/emission/).

- Niemelä, J. 2001. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology*, **98**: 127–132.
- Niemelä, J., Langor, D. W. & Spence, J. R. 1993. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in western Canada. *Conservation Biology*, **7**: 551–561.
- Ostermann, O. P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology*, **35**: 968–973.
- Pain, D. J. & Pienkowski, M. W. (Eds.). 1997. *Farming and Birds in Europe: the common agriculture policy and its implications for bird conservation*. Academic Press. London.
- Palialexis, A. Georgakarakos, S., Karakassis, I., Lika, K. & Valavanis, V. D. 2011. Prediction of marine species distribution from presence–absence acoustic data: comparing the fitting efficiency and the predictive capacity of conventional and novel distribution models. *Hydrobiologia*, **670**: 241–266.
- Pearsall, I. A. 2007. Carabid Beetles as Ecological Indicators. Disponível em <http://www.forrex.org/events/mebc/PDF/Part4-14.pdf> , site consultado a 14 de Julho de 2011.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. & Peterson, A. T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, **34**: 102–117.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190** : 231–259.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, **19**: 181–197.
- Phillips S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E. 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, pp 655–662.

Plano Sectorial da Rede Natura 2000 a, Sítio Cabrela. Instituto da Conservação da Natureza. Disponível em:

[http://portal.icnb.pt/ICNPortal/vPT2007/O+ICNB/Rede+Natura+2000/sitios\\_importancia\\_comunitaria.htm](http://portal.icnb.pt/ICNPortal/vPT2007/O+ICNB/Rede+Natura+2000/sitios_importancia_comunitaria.htm), site consultado a 21 de Junho de 2011.

Plano Sectorial da Rede Natura 2000 b, Sítio Costa Sudoeste. Instituto da Conservação da Natureza. Disponível em:

[http://portal.icnb.pt/ICNPortal/vPT2007/O+ICNB/Rede+Natura+2000/sitios\\_importancia\\_comunitaria.htm](http://portal.icnb.pt/ICNPortal/vPT2007/O+ICNB/Rede+Natura+2000/sitios_importancia_comunitaria.htm), site consultado a 21 de Junho de 2011.

Plieninger, T. & Wilbrand, C. 2001. Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares, Spain. *Agroforestry Systems*, **51**: 23-34.

Rainio, J. & Niemelä J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 487–506.

Ramirez, J. & Jarvis, A. 2010. Downscaling Global Circulation Model Outputs: The Delta Method Decision and Policy Analysis Working Paper No. 1. International Center for Tropical Agriculture. Disponível em: [http://ccaafs-climate.org/download\\_sres.html](http://ccaafs-climate.org/download_sres.html).

Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala, V. 2002. Predicting occupancy for the siberian flying squirrel in old-growth forest patches. *Ecological Application*, **12**: 1188– 1198.

Romero-Alcaraz E. & Ávila, J. M. 2000. Landscape heterogeneity in relation to variations in epigaeic beetle diversity of a Mediterranean ecosystem. Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 985–1005.

Rundel, P., Montenegro, G. & Jacksic, F. 1998. Landscape disturbance in Mediterranean-type ecosystems: an overview. *Ecological Studies*, **136**: 3-22.

Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological Consequence os Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, **5**: 18-32.

Serrano, A. R. M., Aguiar, C. A. S., Boieiro, M. R. C. & Zuzarte, A.J.S. 2008. Os coleópteros carabóides do Parque Natural da Serra de S. Mamede: Atlas ilustrado e uma abordagem à sua biodiversidade. Sociedade Portuguesa de Entomologia, Lisboa, 157 pp.



Shah, V. B. & McRae, B. 2008. Circuitscape: A Tool for Landscape Ecology. Proceedings of the 7th Python in Science Conference. Disponivel em: [http://conference.scipy.org/proceedings/SciPy2008/paper\\_14/](http://conference.scipy.org/proceedings/SciPy2008/paper_14/).

Silva, P. M., Aguiar, C. A. S., Niemela, J., Sousa, J. P. & Serrano, A. R. M. 2008. Diversity patterns of ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) along a gradient of land-use disturbance. Agriculture, Ecosystems and Environment, **124**: 270–274.

Silva, P. M., Aguiar, C.A. S., Niemela, J., Sousa, J. P. & Serrano, A. R. M. 2009. Cork-oak woodlands as key-habitats for biodiversity conservation in Mediterranean landscapes: a case study using rove and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae). Biodiversity and Conservation, **18**: 605–619.

Silva, P. M., Aguiar, C., Silva, I. F. & Serrano, A. R. M. 2011. Orchard and riparian habitats enhance ground dwelling beetle diversity in Mediterranean agroforestry systems. Biodiversity and Conservation, **20**: 861-872.

Spence, J.R. & Niemelä, J. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. Canadian Entomologist, **126**:881–94.

Stachura-Skierczynska, K., Tumiel, T. & Skierczynski, M. 2009. Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests. Forest Ecology and Management, **258**: 697–703.

Thuiller, W., Brotons, L., Araújo M. B. & Lavorel, S. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. Ecography, **27**: 165-/172.

Turin, H., Penev, L., Casale, A. 2003. The Genus *carabus* in Europe, A Synthesis. Pensoft, Fauna Europaea Evertebrata No2.

Tyrrell, M. & Dunning, G. 2000. Forestland Conversion, Fragmentation, and Parcelization. A Yale Forest Forum Series Publication, **3** pp36.

Verbeylen, G., Bruyn, L. D. & Maticen, E. 2003. Patch occupancy, population density and dynamics in a fragmented red squirrel *Sciurus vulgaris* population. Ecography, **26**: 118–128.

- Verovnik, R., Govedic, M. & Salamun, A. 2011. Is the Natura 2000 network sufficient for conservation of butterfly diversity? A case study in Slovenia. *Journal of Insect Conservation*, **15**: 345–350.
- Wang, X. Y., Huang, X. L., Jiang, L. Y. & Qiao G. X. 2010. Predicting potential distribution of chestnut phylloxerid (Hemiptera: Phylloxeridae) based on GARP and Maxent ecological niche models. *Journal of Applied Entomology*, **134**: 45–54.
- Ward, D. F., Newl, T. R. & Yen, A. L. 2001. Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation*, **5**: 47–53.
- Weier, J. & Herring, D. Measuring Vegetation (NDVI & EVI). 2004. NASA Earth Observatory. Disponível em: <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/>, site consultado a 15 de Setembro de 2011.
- Whiteley, A. R., Spruell, P. & Allendorf, F. W. 2006. Can common species provide valuable information for conservation? *Molecular Ecology* **15**: 2767–2786.
- Wiley, E.O., McNyset, K.M., Peterson, A.T., Robins, C.R. & Stewart, A.M. 2003. Niche modeling and geographic range predictions in the marine environment using a machine-learning algorithm. *Oceanography*, **16**: 120–127.
- Williams, P., Hannah, L., Andelman, S., Midgley, G., Araújo, M., Hughes, G., Manne, L., Martinez-Meyer, E. & Pearson, R. 2005. Planning for Climate Change: Identifying Minimum-Dispersal Corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology*, **19**: 1063–1074.
- WorldClim. Global Climate Data. Bioclim. Disponível em: <http://www.worldclim.org/bioclim>, site consultado a 26 Agosto de 2011.